

CARBONO EN SUELOS PAMPEANOS: EFECTOS DE LA VEGETACIÓN Y EL USO

GONZALO BERTHONGARAY

Ingeniero Agrónomo – Universidad Nacional de La Pampa – 2007

Tesis presentada para optar al grado de Magister de la Universidad de Buenos Aires,
área: Ciencia del Suelo



**Escuela para Graduados Alberto Soriano
Convenio Facultad de Agronomía – UBA**



COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis
Roberto Alvarez
Ingeniero Agrónomo (UBA)

Consejero de Estudios
Guillermo Studdert
Ingeniero Agrónomo (UNMdP)
M Sc. in Agronomy. (University of Nebraska)
Dr. (Universitat de Lleida)

Consejero de Estudios
José María Paruelo
Ingeniero Agrónomo
M.Sc. Recursos Naturales (UBA)
PhD (Colorado State University)

JURADO DE TESIS

Director de tesis
Roberto Alvarez
Ingeniero Agrónomo (UBA)

JURADO
Marta Elvira Conti
Ingeniera en Agronomía (UBA)
M.Sc. Suelos (UNP)

JURADO
Juan Alberto Galantini
Ingeniero Agrónomo (UNS)
M.Sc. Agrarias (UNS)
PhD (Università degli Studi di Bari)

Fecha de defensa de la tesis: 13 de agosto de 2010

*"There is no better time to be studying C cycling.
The global C cycle is changing, so we have a long list of
tantalizing, relevant question to puzzle, amuse, and bemuse us.
And, like never before, we have a ready audience, waiting for our
findings and insights. That may make us a little nervous, but at the
same time it adds urgency and spice to the science. It may be, a
century from now, when our work is done and the current
turbulence of the C cycle has been calmed, that our successors
will look back and say: it must have been exciting time for
scientist, back then, in the golden age of C cycle science."*

Henry H. Janzen

AGRADECIMIENTOS

Si bien uno se siente orgulloso por el tiempo dedicado y el trabajo dedicado a la tesis, la misma hubiese sido imposible sin el apoyo de personas e instituciones que han facilitado las cosas para que este trabajo se termine. Por ello, quiero agradecer a las siguientes personas:

A Roberto Alvarez, por aceptarme como becario y realizar esta tesis bajo su dirección. Su apoyo y confianza en mi trabajo y su capacidad para guiar mis ideas ha sido un aporte invaluable, no solamente en el desarrollo de esta tesis, sino también en mi formación como investigador. Las ideas propias, siempre enmarcadas en su orientación y rigurosidad, han sido la clave del trabajo que hemos realizado juntos, el cual no se puede concebir sin su siempre oportuna participación. Le agradezco también el haberme facilitado los medios suficientes para llevar a cabo todas las actividades propuestas durante el desarrollo de esta tesis.

A Rodolfo Cantet, y a mis co-directores Guillermo Studdert y José Paruelo por colaborar de manera especial en el desarrollo, análisis y discusión de la tesis.

A mis compañeros del Laboratorio de Radioisótopos, por su importante aporte y participación activa en el desarrollo de esta tesis. Debo destacar, por encima de todo, su disponibilidad y paciencia que hizo que mi trabajo en el Laboratorio redundara benéficamente tanto a nivel científico como personal. No cabe duda que su participación ha sido crucial para el trabajo realizado.

A todas aquellas personas de la Universidad de La Pampa y del INTA Anguil que guiaron mis primeros pasos en la investigación, especialmente a Jorgelina Montoya.

A los profesores y becarios miembros de la Cátedra de Fertilidad. Aquellos mediodías en los que sostuvimos discusiones de carácter científico y personal, generalmente improvisadas, fueron para mí un alimento enriquecedor.

A mis compañeros de maestría, cursos y congresos. Ha sido un camino largo y duro en el que, algunas veces, la fijación por lograr nuestros objetivos nos hace olvidar la importancia del contacto humano. Sin embargo, como en todas las actividades de la vida, siempre al final hay algunos criterios que te permiten priorizar y es por ello que debo resaltar mis agradecimientos para los hoy son amigos.

A las decenas de técnicos y asesores que colaboraron brindando apoyo durante el muestreo.

A mis mejores amigos de La Pampa, San Rafael y Buenos Aires, de quienes siempre he recibido palabras de aliento. Estén donde estén siempre ha habido un espacio para compartir nuestros gustos.

A mi compañera de ruta, María Fernanda, siempre dispuesta a colaborar y seguirme en este sueño de amar a la tierra y servir a la patria.

Y, por supuesto, el agradecimiento más profundo y sentido va para mi familia. Sin su apoyo, colaboración e inspiración habría sido imposible llevar a cabo todos mis estudios. A mis padres, Any e Ignacio, y a mis abuelos, por su ejemplo de lucha y honestidad; a mis hermanos, Agustín y Ana Inés, por ser ejemplo de generosidad, tenacidad y superación.

Finalmente, debo agradecer a la Universidad de Buenos Aires, por haber financiado gran parte de mis estudios otorgándome una beca.

INDICE GENERAL

	Página
CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN	1
Controles del contenido y distribución del carbono orgánico	1
Efecto del clima	1
Efecto del tipo de suelo	2
Efecto de la vegetación y el tipo de uso sobre el carbono del suelo	2
Distribución vertical del carbono	4
Contenido de carbono de carbonatos de los suelos	6
Material parental y génesis del suelo	7
Estratificación del carbonato en profundidad	7
Espesor de la capa de carbonatos	8
Cambios en los contenidos de carbono de carbonatos	8
Encalado del suelo	9
Modelos	9
Experiencia en la Región Pampeana	11
Tipo de uso del suelo	12
Objetivo	12
Hipótesis	12
CAPITULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS	13
Área de estudio	13
Muestreo	14
Determinación de carbono orgánico y carbono de carbonatos	18
Determinación de conductividad eléctrica, pH y textura	18
Datos climáticos	18
Datos de suelo	19
Procesamiento de la información	20
Análisis de la información	21
CAPÍTULO 3: RESULTADOS	25
Efecto del uso y la vegetación sobre el contenido de carbono y otras propiedades de los suelos pampeanos	25
Características de la tosca	27
Densidad aparente	27
Textura	29
pH	33
Conductividad eléctrica	35
Carbono orgánico	37
Carbono de carbonatos	44
Regionalización de los contenidos de carbono	46

Modelización de la distribución del carbono en profundidad	48
Modelización de los contenidos de carbono de los suelos según tipo de uso y vegetación	53
CAPITULO 4: DISCUSIÓN	61
Metodologías analíticas y procesamiento de la información	61
Muestreo de suelos	61
Determinación de propiedades químicas y físicas de las muestras	63
Estimación del carbono orgánico a masa equivalente de suelo	64
Normalidad de las variables	65
Modelos estadísticos	65
Estudio de la tosca	65
Variables evaluadas	66
Densidad aparente	66
Textura	67
pH	68
Conductividad eléctrica	68
Carbono orgánico	69
Carbono de carbonatos	79
Efecto del uso y de la vegetación en la distribución del carbono en profundidad	80
Modelización de los contenidos de carbono	82
CAPITULO 5: CONSIDERACIONES FINALES	84
BIBLIOGRAFIA CITADA	87

INDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 3.1: Rango y promedio de las variables determinadas en los 82 sitios muestreados hasta 1 m de profundidad o hasta la capa de tosca.	25
Tabla 3.2: desempeño de las funciones utilizadas para describir la distribución del carbono con la profundidad.	48
Tabla 3.3: Parámetros y ajustes del modelo potencial en la descripción de perfiles de carbono orgánico según el tipo de vegetación.	50
Tabla 3.4: coeficientes de correlación de Pearson.	54
Tabla 4.1: carbono fijado en la productividad primaria neta y biomasa total de distintos tipos de vegetación.	72
Tabla 4.2: Producción anual de granos de los principales cultivos. Estimación de residuos, raíces y exportación para la Región Pampeana.	73
Tabla 4.3: superficie de tipos de uso en la Región Pampeana y diferencias entre los contenidos de carbono de los tipos de uso con los parques reportadas en esta tesis por unidad de superficie y calculada para la región.	79

INDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1.1: Contenidos de carbono en diferentes biomas. Adaptado de Post (1982).	5
Figura 1.2: Representación de una red neuronal artificial mostrando capas de neuronas y conexiones.	10
Figura 2.1: Mapa de la Región Pampeana con órdenes de suelo dominantes. Adaptado de Moscatelli (1991).	13
Figura 2.2: Fragmentación del paisaje en la Pampa Ondulada (Gentileza de R. León), e identificación de los tratamientos.	16
Figura 2.3: Aspecto estival de un pastizal pampeano, pastizal de mesófitas (Gentileza de R. León), e identificación de los tratamientos.	16
Figura 2.4: Mapa de la Región Pampeana indicando la ubicación de los establecimientos muestreados.	17
Figura 2.5: barreno utilizado para el muestreo.	17
Figura 2.6: Mapa de la Región Pampeana ubicando las estaciones meteorológicas. Rango de temperatura media y precipitación anual estimada.	19
Figura 3.1: distribución de frecuencias de densidad aparente, arcilla, limo, arena, pH, conductividad y carbono orgánico e inorgánico de 0 a 100 cm o hasta la tosca.	26
Figura 3.2: densidad aparente de los suelos según el uso.	28
Figura 3.3: clasificación textural de las muestras de suelo y su proporción sobre el total.	29
Figura 3.4: porcentaje de arcilla de los suelos según el uso.	30
Figura 3.5: porcentaje de limo de los suelos según el uso.	31
Figura 3.6: porcentaje de arena de los suelos según el uso.	32
Figura 3.7: relación entre el pH y el carbono de carbono de carbonatos y conductividad eléctrica en la capa de suelo.	33
Figura 3.8: pH según el uso del suelo.	34
Figura 3.9: conductividad eléctrica del suelo según el uso.	36
Figura 3.10: contenido de carbono orgánico promedio de 386 sitios de la Región Pampeana.	37

Figura 3.11: carbono orgánico del suelo según el uso.	38
Figura 3.12: comparación entre los datos de carbono orgánico acumulado medidos y su estimación utilizando la metodología de Poulton (2003).	39
Figura 3.13: Comparación entre los datos de carbono orgánico acumulado medidos y su estimación utilizando el modelo potencial.	40
Figura 3.14: Comparación entre datos medidos de carbono orgánico acumulado y su estimación utilizando funciones splines.	40
Figura 3.15: Estimaciones de carbono orgánico del modelo propuesto por Poulton (2003) y el modelo potencial vs. las estimaciones realizadas con funciones splines.	41
Figura 3.16: Contenido de carbono orgánico expresada en masa equivalente de suelo según el uso.	42
Figura 3.17: Distribución de frecuencias de los contenidos de carbono orgánico por estrato en 386 sitios.	43
Figura 3.18: Contenido de carbono en carbonatos, 386 sitios de la Región Pampeana.	44
Figura 3.19: Contenido de carbono de carbonatos según el uso del suelo.	45
Figura 3.20: Contenido de carbono orgánico y de carbonatos según subregiones.	46
Figura 3.21: Contenido de carbono orgánico y de carbonatos según el tipo de suelo.	47
Figura 3.22: Relación entre la masa de carbono acumulada hasta 1 metro medida y el parámetro A del modelo potencial para 357 perfiles sin tosca en que ajustó dicho modelo significativamente.	49
Figura 3.23: carbono orgánico acumulado a 1 m de profundidad estimado con el modelo potencial, el carbono 0-25 cm y parámetro B ajustado al set de entrenamiento.	51
Figura 3.24: carbono orgánico acumulado a 1 m de profundidad estimado con la red neuronal ajustada al set de entrenamiento.	52
Figura 3.25: relaciones entre los contenidos totales de carbono orgánico y de carbonatos con índice climático Precipitación/temperatura.	55
Figura 3.26: contenido de carbono orgánico en función del índice climático precipitación/temperatura y por tipo de uso del suelo.	56

Figura 3.27: pH en función del índice climático precipitación/temperatura.	57
Figura 3.28: conductividad eléctrica en función del índice climático precipitación/temperatura.	57
Figura 3.29: pH en función del contenido de carbono orgánico.	58
Figura 3.30: contenido de carbono orgánico por estrato de suelo estimado usando el modelo de regresión múltiple ajustado al set de entrenamiento.	59
Figura 3.31: contenido de carbono orgánico por estrato de profundidad estimado usando la red neuronal ajustada al set de entrenamiento.	60
Figura 4.1: ubicación de los 11 pastizales y 11 parques cercanos geográficamente.	62
Figura 4.2: relación entre el contenido de carbono de los pastizales naturales y los parques.	62
Figura 4.3: ubicación de los establecimientos con tosca en la Región Pampeana y profundidad promedio de aparición de tosca.	66
Figura 4.4: conductividad eléctrica promedio hasta 1 metro en las arboledas en función del contenido de arcilla + limo.	69
Figura 4.5: esquema del ciclo del carbono para los pastizales de la Región Pampeana.	70
Figura 4.6: ciclo del carbono para un pastizal del oeste (Anguil) y un pastizal del este (Saladillo) de la Región Pampeana.	71
Figura 4.7: ciclo de carbono en un sistema cultivado de la Región Pampeana.	74
Figura 4.8: esquema del ciclo de carbono en un sistema ganadero promedio de la Región Pampeana.	76
Figura 4.9: pérdidas de carbono en la Región Pampeana según una estimación previa y los resultados de esta tesis.	78
Figura 4.10: carbono orgánico acumulado con el modelo potencial. Ejemplos contruidos con el mismo parámetro <i>B</i> y distinto parámetro <i>A</i> .	81
Figura 4.11: carbono orgánico por estrato de profundidad. Dos ejemplos contruidos a partir de la transformación de los datos de la Figura 4.10.	81

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.”

CARBONO EN SUELOS PAMPEANOS: EFECTOS DE LA VEGETACIÓN Y EL DE USO

Resumen: numerosos trabajos alrededor del Mundo han demostrado cambios en los contenidos de carbono orgánico por el uso y algunos han reportado cambios en los niveles de carbono de carbonatos. También se ha reportado que la vegetación afecta la distribución vertical del carbono orgánico en el suelo. Sin embargo, el tipo de vegetación está asociado al clima y tipo de suelo y los efectos independientes de estas variables sobre la estratificación del carbono no han sido determinados. El objetivo de esta tesis fue establecer los patrones de variación del carbono orgánico y de carbono secuestrado en superficie y en profundidad en suelos de la Región Pampeana en función de las condiciones ambientales, de vegetación y de manejo y establecer modelos empíricos predictivos de la capacidad de secuestro de carbono de los agrosistemas. Se muestrearon 82 establecimientos de la Región Pampeana, seleccionando en cada uno 5 situaciones: arboledas, parques, pasturas, suelos agrícolas y bajos. Se muestreó por estratos de 25 cm hasta 1 m de profundidad y se determinó la densidad aparente, pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico y de carbonatos. Se ajustaron funciones para describir la acumulación de carbono en el perfil. Los contenidos de carbono orgánico promedio hasta 1 metro fueron: arboledas 131 t ha^{-1} , parques 101 t ha^{-1} , pasturas 90 t ha^{-1} , suelos agrícolas 86 t ha^{-1} y bajos 70 t ha^{-1} . Las arboledas aumentaron significativamente el contenido de carbono hasta 1 metro respecto de los parques, tomados como tratamiento control, mientras que el uso agrícola redujo el carbono orgánico en el estrato 0-50 cm, y estos efectos fueron encontrados en todos los tipos de suelo. No se encontró efecto significativo del uso del suelo sobre el carbono de carbonatos. El modelo potencial fue el que mejor describió la estratificación del carbono orgánico en profundidad y se pudo ajustar en casi todos los sitios adecuadamente ($R^2 > 0,92$). El parámetro B de este modelo, que describe la tasa de acumulación del carbono con la profundidad, no difirió entre tratamientos. La vegetación y el uso del suelo no afectaron la distribución vertical del carbono en la Región Pampeana. El parámetro B promedio fue 0,56 y puede ser usado para hacer estimaciones del contenido de carbono en profundidad disponiendo de datos de contenido superficial. Empleando redes neuronales artificiales se generó un modelo predictivo de los niveles de carbono orgánico de los suelos que explica 66% de la variación.

Palabras clave: carbono orgánico, carbono de carbonatos, distribución vertical, uso del suelo.

CARBON IN PAMPEAN SOILS: EFFECTS OF VEGETATION AND LAND USE

Abstract: worldwide, many researches have demonstrated changes in the soil organic carbon stocks due to land use and some have shown changes in the levels of carbonates carbon. Vegetation influences the vertical distribution of soil organic carbon in depth. Nevertheless, vegetation type is linked to the climate and land use and the independent effects of these variables on carbon stratification have not been assessed. The objective of this thesis was to establish the pattern of variation of organic and carbonate carbon sequestered in surface and depth in soils of the Pampean Region based on the environmental conditions, vegetation and land use type and to elaborate predictive models of the carbon sequestration capacity of agrosystems. In the Argentine Pampas, 82 farms were sampled and in each one five treatments were selected: planted forest, minimum disturbed sites, seeded pastures, cropped fields and flooding areas. The sampling was performed to a depth of one meter, in layers of 25 cm. Soil bulk density, pH, electrical conductivity, organic and carbonate carbon were determined. In order to describe the accumulation of organic carbon in the soil profile, different mathematical functions were adjusted and to estimate the organic carbon content of soils, empirical models were generated. In average, the organic carbon contents to a depth of one meter were 131 t ha⁻¹ in forests, 101 t ha⁻¹ in minimum disturbed sites, 90 t ha⁻¹ in pastures, 86 t ha⁻¹ in cultivated lands, and 70 t ha⁻¹ in flooding areas. The organic carbon stock was significantly incremented under forests in relation to minimum disturbed sites while the cultivation of land resulted in carbon stock reduction in the 0-50 cm layer, and these effects were found in all the soil types. No significant effect of land use on carbonates was detected. The potential model described properly carbon stratification in depth and could be fitted to almost every sampled site ($R^2 > 0,92$). The B parameter of the model, that describes carbon accumulation rate with depth, did not differ between treatments. Vegetation and soil use did not affect the vertical distribution of carbon in the Pampean Region. The mean value of the parameter B was 0,56 and it can be used to make carbon stock estimations in depth when superficial carbon contents are available. By using artificial neural networks, a predictive model was generated of the organic carbon levels of soils that could explain 66 % of the variation.

Key words: organic carbon, carbonate carbon, vertical distribution, land use.

CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN

En un contexto de cambio climático, los trabajos sobre el carbono de los suelos ya no apuntan sólo a determinar sus efectos sobre la capacidad productiva edáfica sino también sobre rol como posible destino de carbono atmosférico. La evaluación de la capacidad de secuestro de carbono de los suelos se ha tornado el tema de mayor importancia ante la posibilidad de usar a los mismos como sumideros de carbono y mitigar el efecto invernadero (Mishra *et al.* 2009, Meersman *et al.* 2008, Cerri *et al.* 2007). La materia orgánica de los suelos es un reservorio importante de carbono que contiene una masa mayor a las de la biota y la atmósfera juntas. Algunos autores, incluso, han denominado la época actual como la era del carbono (Lal 2007). Numerosos trabajos se están llevando adelante en el Mundo tratando de estimar la habilidad de los suelos para fijar carbono de la atmósfera en función de factores climáticos y edáficos (Batjes 2008, Schulp *et al.* 2008, Jones *et al.* 2005, Liang *et al.* 2005, Tan *et al.* 2004).

El carbono del suelo tiene dos componentes principales: el carbono acumulado en la materia orgánica (carbono orgánico) y el acumulado en carbonatos (carbono inorgánico). El carbono orgánico abarca una mezcla de residuos de las plantas y animales, en diferentes etapas de descomposición, y sustancias sintetizadas microbiológicamente y/o químicamente a partir de los productos de descomposición, (Schnitzer 1991 citado por Lal 2008). El contenido del carbono inorgánico incluye los minerales de carbonato tales como calcita, dolomita y yeso, y abarca los carbonatos primarios y secundarios (Lal 2008).

Controles del contenido y distribución del carbono orgánico

El contenido de carbono orgánico de los suelos es función del balance entre las entradas y las salidas. Las entradas de carbono más importantes a los suelos son los residuos provenientes de la muerte de los vegetales y las salidas son principalmente la mineralización de la materia orgánica humificada y la descomposición de residuos (Alvarez 2006). Aquellos factores ambientales y de manejo que afecten la dinámica de entradas y salidas de carbono de los suelos serán los que determinen finalmente el contenido y la distribución espacial y vertical del mismo.

Efecto del clima

El clima ha sido identificado como el factor de mayor efecto sobre los contenidos de carbono (Yang *et al.* 2007) porque afecta las entradas de carbono mediante el control de la producción primaria neta y las salidas mediante la mineralización de la materia orgánica (Post *et al.* 1982). La productividad primaria neta tiene una fuerte correlación positiva con las precipitaciones (Jobbágy *et al.* 2002, Raich *et al.* 1991). La temperatura controla la duración de la estación de crecimiento y la disponibilidad de agua para las plantas, ambos con efectos muy importantes sobre la productividad primaria (Jobbágy *et al.* 2002). La temperatura y la humedad también tienen efectos sobre la actividad microbiana. Se ha observado que la producción de CO₂ del suelo aumenta con la temperatura y la humedad (Alvarez & Alvarez 2001, Houtton *et al.* 1983), aunque en algunos sitios la humedad del suelo tiene muy poco efecto sobre la mineralización de la materia orgánica (Alvarez & Alvarez 2001, Schlesinger 1977). En forma general se ha observado que los niveles de carbono edáfico son

mayores en regiones húmedas respecto a áridas o semiáridas, y en climas fríos respecto a cálidos (Yang *et al.* 2007, Amelung *et al.* 1998).

Efecto del tipo de suelo

Algunas propiedades de los suelos también tienen efecto sobre las entradas y salidas de carbono. En zonas climáticamente homogéneas, la textura y la profundidad del suelo regulan la producción primaria a través de la capacidad de almacenamiento de agua. Suelos con mayor capacidad de almacenamiento tienen mayor productividad primaria (Alvarez 2009, Quiroga *et al.* 2002, Quiroga *et al.* 1996). Sin embargo, el efecto de la textura sobre la productividad depende del clima. Las arcillas tienen un efecto positivo sobre la productividad primaria neta cuando las precipitaciones son mayores que 800 mm anuales y un efecto negativo en zonas más áridas (Epstein *et al.* 1997). Se ha encontrado que los suelos de textura franca tienen una alta capacidad de almacenar carbono, debido a que estos suelos tienen mayor capacidad de almacenar agua útil y nutrientes (Kong *et al.* 2009). Suelos más profundos tienen mayores contenidos de materia orgánica por las mismas causas (Quiroga *et al.* 2002, Quiroga & Funaro 2004). Por otro lado, la textura también tiene impacto sobre la mineralización de la materia orgánica. Se ha atribuido a las partículas finas un efecto protector de la degradación microbiana (Hassink 1997, Alvarez 2006), aunque algunos autores no han podido encontrar una clara relación entre el contenido de carbono orgánico de los suelos y su contenido de arcilla y limo (Hassink 1997). Los suelos de textura gruesa tienen menos carbono asociado a la fracción fina y los de textura fina más carbono asociado a la misma (Hassink 1997). Por consiguiente, el contenido de arcilla se ha usado para modelar la distribución espacial del carbono, pero no ha podido explicar la distribución vertical (Yang *et al.* 2007).

La posición relativa de un suelo en el paisaje y otras variables topográficas pueden influir sobre los contenidos de carbono. Un estudio realizado en una zona boscosa con varios tipos de suelo mostró que los contenidos de carbono no se asociaron a variables categóricas como el tipo de suelo, la geología o la historia de uso del bosque, sino a variables topográficas (Grimm *et al.* 2008). Las variables topográficas también son muy útiles cuando son agregadas a modelos de interpolación entre sitios. Sumando estas variables a métodos de *kriging* se logran mejorar las estimaciones espaciales de carbono del suelo en regiones con gradientes topográficos (Chai *et al.* 2008). Por ejemplo, las variables de sitio que describen la variabilidad espacial del carbono orgánico en los suelos de Holanda cambian según la escala (Schulp 2009). El tipo de suelo fue el factor más determinante a nivel región, la elevación del terreno es la que mejor explica la variabilidad en el carbono orgánico del suelo a nivel de subregión, y la posición relativa en el terreno es el factor más determinante a pequeña escala (Schulp 2009).

Efecto de la vegetación y el tipo de uso sobre el carbono del suelo

La productividad primaria neta varía entre biomas, siendo mayor en general en bosques que en pastizales y en éstos, a su vez, es mayor que para los cultivos (Aber & Melillo 2001). Se han realizado varios trabajos sobre la distribución y almacenamiento del carbono en la biomasa de raíces entre los distintos ecosistemas terrestres (Mokany *et al.* 2006, Schenk & Jackson 2005). En general se ha encontrado que las arboledas tienen un 20% de la biomasa total en las raíces, los pastizales de clima templado un 80%, las savanas valores intermedios del 40% (Mokany *et al.* 2006, Jackson *et al.* 1996) y los cultivos un 10 % de la biomasa total se aloca en raíces (Jackson *et al.* 1996). Si bien los

árboles tienen una menor proporción de su biomasa en raíces respecto a los pastizales, pueden almacenar iguales o mayores cantidades de carbono bajo el suelo (Jackson *et al.* 1996).

La relación entre la producción aérea y la producción de raíces está en función de características climáticas y edáficas. A mayor temperatura media anual y precipitación, las plantas tienden a crecer más en la parte aérea que la subterránea haciendo que la relación biomasa aérea/biomasa raíces sea mayor (Mokany *et al.* 2006). La vegetación tiende a desarrollar raíces profundas en sitios de baja precipitación media anual y de alta evapotranspiración potencial (Schenk & Jackson 2005). La relación biomasa aérea/biomasa raíces se hace menor en suelos de textura arenosa, debido a la menor capacidad de éstos suelos de almacenar y proveer agua y nutrientes, estimulando a las plantas a desarrollar más su sistema radical (Mokany *et al.* 2006). Un análisis global muestra que en suelos de textura media las raíces se desarrollan más superficialmente (Schenk & Jackson 2005), posiblemente debido a la mejor capacidad de estos suelos de proveer agua. La presencia de tosca disminuye la capacidad de almacenar de agua en los suelos resultando en menor rendimiento de los cultivos (Sadras & Calviño 2001). Por otro lado, la capa de tosca puede representar una fuerte resistencia mecánica a la penetración de raíces (Gile *et al.* Citado por Jackson *et al.* 1996).

Junto con los residuos de la parte aérea, la producción de raíces es la principal entrada de carbono orgánico en los suelos (Alvarez 2006) y es abundante la cantidad de trabajos que se están realizando para establecer el impacto de los diferentes tipos de uso del suelo sobre el contenido de carbono edáfico (Franzluebbers & Follett 2005, Freibauer *et al.* 2004, Soussana *et al.* 2004). En general se ha encontrado que los niveles de carbono son mayores en situaciones naturales respecto de cultivadas (Follett *et al.* 2009, Shretha *et al.* 2006, Davidson & Ackerman 1993, Houghton *et al.* 1983). El efecto conocido de la agricultura es, comúnmente, reducir los contenidos de carbono orgánico de los suelos en superficie (Follett *et al.* 2009, Davidson & Ackerman 1993, Houghton *et al.* 1983). Sin embargo, en muchos suelos hay más carbono por debajo de 20 cm que en el estrato superficial (Jobbágy & Jackson 2000, Yang *et al.* 2007) y algunos autores han comenzado a reportar pérdidas de carbono en profundidad, aunque estas pérdidas son proporcionalmente menores que en superficie (Shretha *et al.* 2006, Guo & Gifford 2002). Por otro lado, como ya se indicó, los bosques tienen más carbono que los pastizales (Jobbágy & Jackson 2000, Yang *et al.* 2007). En general las plantaciones forestales aumentan el carbono de los suelos respecto a las situaciones naturales preplantación (Negra *et al.* 2008).

La magnitud del efecto del uso del suelo sobre el carbono orgánico depende de factores ambientales y de los años de aplicación. Se ha encontrado asociación entre la magnitud de las pérdidas de carbono y la textura. En lotes cultivados, las pérdidas de carbono asociado a fracciones gruesas del suelo son más importantes que las pérdidas de carbono asociado a texturas finas (Hassink 1997). Es importante considerar los años de agricultura. En zonas de clima templado cálido y tropical se ha perdido menos carbono en sitios con menos de 10 años de agricultura que sitios con más de 50 años (Shretha *et al.* 2006).

En bosques cultivados jóvenes de Australia se ha reportado que el contenido de carbono orgánico disminuyó un 20% con respecto a pastizales colindantes (Guo *et al.* 2007). Se atribuye esto a la mayor cantidad de raíces en pastizales que en los bosques. Como las raíces de los árboles tardan más en descomponerse (Guo *et al.* 2007), si bien las plantaciones forestales inicialmente pierden carbono, comienzan a recuperarlo con el pasar de los años y a partir de 40 años ganan carbono con respecto al inicio (Davis & Condon 2002, Guo &

Gifford 2002). Este proceso depende del clima y se sugiere que por debajo de 1000-1200 mm de precipitación los suelos bajo árboles ganan carbono y hacia climas más lluviosos, lo pierden (Guo & Gifford 2002). Resultados similares se han encontrado en la Región Pampeana (Piñeiro comunicación personal).

Luego de un cambio en el tipo de uso o manejo, los suelos llegan en un nuevo equilibrio. En regiones templadas en promedio se demoran 100 años hasta llegar a un nuevo equilibrio, en cambio en zonas tropicales estos equilibrios se obtienen en unos 10 años (Smith 2004). Para el desarrollo de inventarios de gases de efecto invernadero en todo el Mundo, el IPCC propone utilizar 20 años como suficientes para llegar a un nuevo equilibrio tras un cambio de manejo (IPCC 2006).

Los sistemas de labranza, las rotaciones y el uso de fertilizantes tienen efecto sobre los contenidos de carbono del suelo. A nivel regional el efecto del tipo de labranza ha sido medido mediante parcelas apareadas en una gran región de Estados Unidos y se ha encontrado que los sistemas de no labranza tienen más carbono que los suelos laboreados, y esas diferencias son significativas hasta los 30 cm de profundidad (Follet *et al.* 2009). También se ha visto que cambios en las rotaciones y en los sistemas de labranza a sistemas conservacionistas aumentaron el carbono en múltiples sitios alrededor del Mundo (Alvarez 2005, West *et al.* 2007). Un estudio realizado entre regiones de China muestra que la respuesta de los contenidos de carbono a cambios en el manejo es diferente según la historia y los niveles iniciales de cada región (Wang *et al.* 2008). En este trabajo se realizaron simulaciones y se encontró que en suelos ricos en carbono el contenido de carbono decrece durante procesos agrícolas, y el aumento de los rendimientos y residuos por fertilización no logran compensar las altas tasas de descomposición que estos suelos tienen. En cambio, suelos pobres en carbono, con una historia agrícola muy larga (más de 1500 años), secuestraron carbono cuando los residuos aumentaron debido al uso de fertilizantes (Wang *et al.* 2008). Los mismos resultados se han observado en establecimientos productivos con el aumento de la intensificación de la agricultura y el uso de fertilizantes inorgánicos (Alvarez 2005, Kong *et al.* 2009). Sin embargo, en plantaciones forestales las fertilizaciones pueden no tener efecto sobre el carbono del suelo (Guo & Gifford 2002). A pesar de que aumenta la producción de biomasa, también se acelera la descomposición de residuos y tiende reducirse la asignación relativa de carbono a raíces.

Distribución vertical del carbono orgánico

El contenido de carbono en la materia orgánica decrece con la profundidad tendiendo a seguir el diseño de los sistemas radicales de la vegetación de cada tipo de bioma (Bernoux *et al.* 1998, Gill & Burke 1999, Jobbágy & Jackson 2000). Se ha comparado la distribución vertical del carbono en bosques, pastizales y arbustales (Jobbágy & Jackson 2000). En los bosques, el carbono se encuentra más estratificado, estando un 50% en los primeros 20 cm de suelo. En los pastizales está menos estratificado, con un 42% en el estrato superficial y, en los arbustales, un 33% del total del carbono orgánico hasta 100 cm de profundidad se aloca en los primeros 20 cm. Otros trabajos también muestran que el carbono en los pastizales y bosques está más estratificado que en suelos cultivados y estepas (Yang *et al.* 2007). En suelos anegados, la estratificación es mucho menor (Titlyanova *et al.* 1994). El tipo funcional de vegetación influye más sobre la distribución del carbono en profundidad que sobre las cantidades totales de carbono orgánico acumuladas (Jobbágy & Jackson 2000, Yang *et al.* 2007).

La sustitución de la vegetación natural por cultivos lleva aparejado generalmente no sólo una disminución en la cantidad de residuos que llegan a la superficie del suelo (Houghton *et al.* 1983, Rojstaster *et al.* 2001, Schlesinger 1977), sino también, un cambio en el patrón de producción de biomasa radical en profundidad (Jackson *et al.* 1996). Esto hace pensar que el manejo podría influir sobre el secuestro de carbono orgánico en profundidad, lo que no ha sido estudiado más que en pocos casos (Shretha *et al.* 2006, Guo & Gifford 2002, Slobodian *et al.* 2002, Arrouays & Pelissier 1994). Diferentes trabajos muestran una estratificación diferente del carbono orgánico en bosques y pastizales. Sin embargo, estos biomas no sólo representan un tipo de vegetación, sino también condiciones de clima y suelo diferentes (Figura 1.1). La estratificación variable del carbono según el bioma podría estar asociada al efecto combinado del tipo de vegetación, del clima y del suelo.

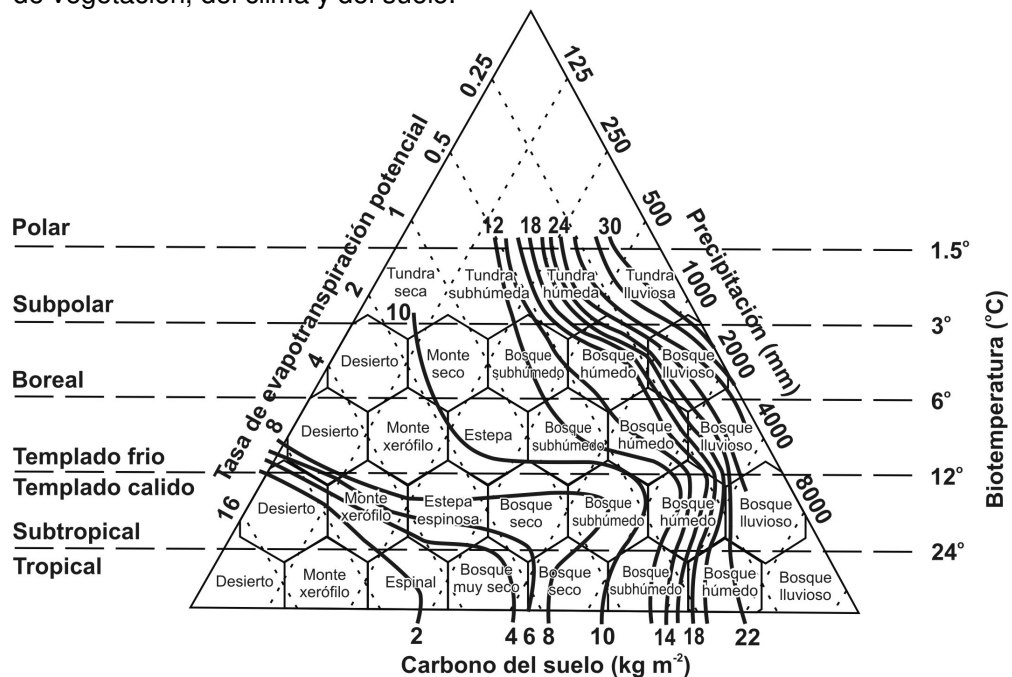


Figura 1.1: Contenidos de carbono en diferentes biomas. Los valores de biotemperatura y de precipitación determinan los biomas y la vegetación asociada. Las isolíneas de carbono del suelo son dibujadas por interpolación visual de datos. Adaptado de Post (1982).

Para comparar la distribución de raíces entre los diferentes tipos de vegetación o biomas, se ha usado el parámetro beta del siguiente modelo asintótico denominado modelo beta:

$$Y = 1 - \beta^d \quad [1.1]$$

donde Y es la fracción de raíz acumulada desde la superficie del suelo a la profundidad d en centímetros. β es un parámetro adimensional que describe la forma de la distribución vertical de raíces a una profundidad de suelo dada. A valores mayores de β significa que proporcionalmente más raíces se encuentran en la superficie (Monti & Zatta 2009).

Para estimar la distribución vertical del carbono se han propuesto varios modelos, siendo el modelo exponencial el más utilizado para ajustar a la distribución vertical de las concentraciones de carbono (Bernoux *et al.* 1998, Minasny *et al.* 2006, Mishra *et al.* 2009):

$$Y = A e^{(-B d)} \quad [1.2]$$

donde Y es la concentración de carbono (kg m^{-3}), d es la profundidad (m), A y B son los parámetros de la función exponencial. Ha sido reportado que el perfil de carbono orgánico varía entre las clases de suelo y el tipo de uso (Minasny *et al.* 2006). Sin embargo, no se ha podido correlacionar los parámetros A y B del modelo exponencial con variables ambientales y de manejo (Mishra *et al.* 2009). El uso principal que se le ha dado a este modelo es el de la estimación del carbono a distintas profundidades cuando se quiere unificar bases de datos (Bernoux *et al.* 1998) y estimar el carbono en profundidad utilizando datos de horizontes superficiales (Li *et al.* 2007).

Otro modelo propuesto, que ha tenido la capacidad de ajuste menor que el modelo exponencial, es el modelo potencial (Bernoux *et al.* 1998):

$$Y = A d^B \quad [1.3]$$

donde Y es el contenido de carbono (kg m^{-2}) en la profundidad d (m), y A y B son parámetros empíricos.

Para estimar el contenido global de carbono en profundidad Jobbágy y Jackson (2000) ajustaron varios modelos a los contenidos acumulados de carbono orgánico, entre ellos, el modelo beta. El mayor número de ajustes significativos resultó para el siguiente modelo log-log:

$$\log Y = B \log d + A \quad [1.4]$$

donde Y es el contenido de carbono acumulado (kg m^{-2}), d es la profundidad (m), A es el parámetro que caracteriza el contenido absoluto de carbono y B el parámetro que caracteriza la tasa de disminución del carbono. Usar modelos que acumulan carbono en función de la profundidad tiene la ventaja de integrar valores desde la superficie, pero la desventaja estadística de no independencia entre los horizontes para el ajuste de curvas (Jobbágy y Jackson 2000).

La comparación de la distribución de carbono entre los diferentes tipos de vegetación o bioma se ha realizado a partir del porcentaje de carbono en los primeros 20 cm respecto al contenido en el primer metro (Yang *et al.* 2007). El modelo beta sólo ha sido utilizado para comparar distribuciones de raíces, el modelo exponencial y el log-log han sido utilizados para estimar el carbono profundo. Los parámetros de estos modelos, que caracterizan la tasa de acumulación del carbono, podrían ser usados para comparar los distintos tipos de uso o vegetación.

Contenido de carbono de carbonatos de los suelos

En las zonas áridas y semiáridas de todo el Mundo aparecen los suelos calcáreos. En éstos, el carbono de carbonatos puede representar más de la mitad del carbono total del suelo (Li *et al.* 2007, Martens *et al.* 2005, Díaz-Hernández *et al.* 2003, Emmerich 2003). En algunos, las concentraciones son tan importantes que aparecen como una discontinuidad litológica del perfil,

denominándolos suelos petrocálcicos (Soil Taxonomy 1975). En la Región Pampeana el carbonato también aparece en suelos de zonas húmedas (Teruggi 1957).

Los contenidos de carbono de calcita encontrados en suelos de España varían entre 4 t ha^{-1} y 700 t ha^{-1} , correspondiendo los valores más altos a suelos petrocálcicos (Díaz-Hernández *et al.* 2003). En Chernozems y Kastanozems de China, los contenidos de carbonatos encontrados hasta 1 metro de profundidad van de 10 a 16 t ha^{-1} . Cuando se considera hasta los 3 m de profundidad los contenidos van de 34 a 50 t ha^{-1} . En Argentina se han reportado contenidos de hasta 17 % de carbonato de calcio en suelos poco evolucionados de la Patagonia (Sauer *et al.* 2007) y 52.4% en horizontes petrocálcicos de suelos pampeanos (Pazos 1990).

Material parental y génesis del suelo

El carbono inorgánico de los suelos puede clasificarse como litogénico (primario) o pedogénico (secundario) (Lal 2008, Martens *et al.* 2005, Landi *et al.* 2003). El primero proviene del material parental y el segundo depende de la evolución del suelo. El carbonato pedogénico es el carbonato de neoformación que no está presente en el material original y que precipita en un ambiente árido (Nordt *et al.* 1998). Los cationes para la neoformación provienen de polvo calcáreo, de agua de riego o de fertilizantes calcáreos y el CO_2 proviene de la atmósfera y de la respiración radical. En la Patagonia se ha reportado que la presencia de carbonato en profundidad se debe a la disolución del carbonato de los horizontes superficiales y la posterior precipitación como carbonatos de calcio y magnesio en horizontes subsuperficiales (Sauer *et al.* 2007). En sitios donde la evolución del suelo se da a partir de materiales no calcáreos, la formación de horizontes carbonatados proviene de neoformación y deposición de carbonatos en polvo o disueltos en las lluvias (Scott Van Pelt & Zobec 2009, Marion *et al.* 1985). Finke y Hutson (2008) modelaron la génesis de suelos originados a partir de loess calcáreo y encontraron que en zonas húmedas hay una descarbonización completa hasta los 120 cm de profundidad por lixiviación. En cambio, en zonas de menores precipitaciones, hay pérdidas de carbono de carbonatos en los horizontes superficiales y un horizonte de enriquecimiento de carbonatos a unos 75 cm de profundidad.

El carbonato de calcio está presente en los suelos pampeanos de dos formas: como pequeñas tosquillas distribuidas en la masa del suelo (Frenguelli 1955) y como una capa dura con diferentes niveles de formación (Teruggi 1957). Sobre la génesis del carbonato hay al menos dos teorías. Una de ellas propone que el carbonato de calcio ha sido acumulado por aguas de infiltración (Buschiazzi 1986). La otra propone que la precipitación del carbonato proviene de procesos alternados de humedecimiento y desecación que dieron lugar a recristalizaciones progresivas (Tricart 1973). Debido a la gran variabilidad de los procesos formadores de la tosca posiblemente ambas teorías sean ciertas (Pazos & Mestelan 2002).

Estratificación del carbonato en profundidad

El 90 % del carbono de carbonatos se encuentra por debajo de los 20 cm (Deneff *et al.* 2008). Se ha demostrado que la profundidad a la que se encuentran los horizontes calcáreos, tiene relación con el nivel de evolución de los suelos, encontrándose más profundo en suelos más desarrollados (Brady 1990). Aunque la profundidad a la que se encuentra la capa de carbonatos ha sido relacionada también con las precipitaciones medias anuales actuales, ésta correlación puede ser mejor explicada por las condiciones climáticas en que el

suelo se desarrolló (Marion *et al.* 1985). Otros factores como la temperatura, la textura y la porosidad del suelo han sido también utilizadas para explicar la acumulación de carbono pedogenético (Nordt *et al.* 1998, Landi *et al.* 2003, Marion *et al.* 1985). Todos éstos son factores que afectan el movimiento de CO₂ y agua en el suelo. Con menores temperaturas las tasas de evapotranspiración son menores, el consumo de agua es menor y se favorece el lavado de iones a horizontes más profundos del suelo (Marion *et al.* 1985). Texturas más gruesas y mayor porosidad tienen el mismo efecto (Marion *et al.* 1985).

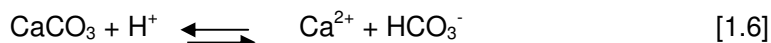
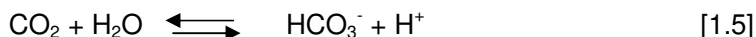
Espesor de la capa de carbonatos

El espesor de los horizontes de enriquecimiento de carbonatos es muy variable. En algunos suelos de España los espesores de la capa dependen de la edad de los suelos, siendo de 1 m en los más antiguos y de 40 cm en los más recientes (Díaz-Hernández *et al.* 2003). En este mismo trabajo no se encontró una clara relación entre la edad de los suelos y la profundidad de la capa, estando ésta a profundidades muy variables entre 40 cm y 120 cm.

En la Región Pampeana además del carbonato disuelto aparece también una capa espesa de carbonatos de calcio que se denomina tosca (Pazos 1990, Teruggi 1957). Estas acumulaciones aparecen presentando distintos espesores y a diferentes profundidades (Buschiazzo 1986). La presencia fue determinada mediante la observación de la reacción de los suelos al ácido clorhídrico. Las reacciones más fuertes se encontraron, en general, por debajo de los 50 cm de profundidad, estando asociada la profundidad a la posición en el relieve. Si bien los espesores de las capas de suelo con carbonatos disueltos tienen entre 70 cm a más de 250 cm (Buschiazzo 1986). La capa densa de tosca suele tener entre 22 y 27 cm en el Sudeste Bonaerense (Pazos & Mestelan 2002) siendo en general para la región de unos 25 cm de espesor (D. Buschiazzo comunicación personal).

Cambios en los contenidos de carbono de carbonatos

El contenido de carbonatos en el suelo es dinámico. El carbonato puede presentar formas complejas insolubles, que presentan poca actividad química y que evoluciona a largo plazo, como los feldespatos ó las calizas activas fácilmente solubles, que pueden pasar a la solución bastante rápido en un proceso controlado por los siguientes equilibrios (Duchaufour 1975):



Cambios en la presión parcial de CO₂, en el pH, en los contenidos de calcio de los suelos y en el nivel de disolución, son los factores que alteran el equilibrio (Tisdale *et al.* 1993). La presencia de ácido carbónico por la disolución de CO₂, resulta en una solución química del carbonato que desplaza tales equilibrios hacia la solución del suelo (Brady 1990, Wu *et al.* 2009). El efecto de los bioporos es el de aumentar la difusión de gases, incrementando hasta 10 veces el flujo de CO₂ en suelos con presencia de lombrices respecto a suelos sin ellas (Singer 2001 citado por Finke & Hutson 2008). La acidificación del suelo por fertilización, descomposición de residuos y exudados radicales, podría provocar pérdidas de carbono de carbonatos como CO₂. Sin embargo, en ensayos realizados en suelos de horizontes petrocálcicos expuestos y no expuestos al ambiente y a las raíces, no se encontraron diferencias de emisiones de CO₂ (Serna-Pérez *et al.* 2006). En general, se ha encontrado que la formación de

carbonatos secundarios aun continúa en zonas áridas y semiáridas de todo el Mundo (Lal 2008) a tasas 1 a 14 kg C ha⁻¹ año⁻¹. Sin embargo, otros autores realizando mediciones de emisión de CO₂ en pastizales de zonas semiáridas reportaron pérdidas anuales de 1,2 – 1,4 t ha⁻¹ de carbono bajo las condiciones climáticas actuales, concluyendo que el origen de las pérdidas es carbono acumulado en profundidad en forma de carbonatos (Emmerich 2003).

Al igual que con el carbono orgánico, hay trabajos que muestran cambios en los contenidos de carbono inorgánico por el uso agrícola (Wu *et al.* 2009). En China los suelos han perdido entre 5 y 40 t ha⁻¹ de carbono de carbonatos por efecto de la agricultura. En zonas templadas, las mismas fueron atribuidas a prácticas de riego que drenan el carbonato a horizontes más profundos, a fertilizantes acidificantes y al laboreo que expone el carbonato a la superficie aumentando su riesgo de erosión (Wu *et al.* 2009). En cambio, el riego aumentó el carbono de carbonatos en suelos calcáreos de las zonas áridas (Wu *et al.* 2009). Otros autores, en cambio, no encontraron efectos claros del riego sobre los contenidos de carbono inorgánico (Deneff *et al.* 2008).

La vegetación afecta el contenido de cationes de los suelos. Existen diferentes niveles de absorción de nutrientes (Ca, Mg, Na, K) según el tipo de vegetación considerada, siendo los cultivos agrícolas los de menor absorción relativa de calcio (Finke & Hutson 2008). Además, la tasa de ciclado de la biomasa, la cantidad asignada a raíces y la profundidad de las raíces de cada tipo de vegetación, influyen en la forma en que los nutrientes se distribuyen en el suelo (Jobaggy & Jackson 2001). Simulaciones realizadas con SoilGen1, un modelo generado para simular el desarrollo de suelos en loess calcáreo, muestra que el calcio se mantiene en los horizontes superficiales del suelo durante períodos bajo bosques, pero son rápidamente lixiviados luego del paso del suelo a uso agrícola (Finke & Hutson 2008). Se ha encontrado también un efecto del sistema de labranza sobre el contenido de carbonatos del suelo. Luego de 10 años de tratamiento con altas fertilizaciones de nitrógeno, se encontraron mayores pérdidas de carbonato en los sistemas convencionales que en los conservacionistas (Moreno *et al.* 2006).

Encalado del suelo

Prácticas como el encalado aumentan las emisiones de CO₂ de un suelo. El aumento del pH debido al encalado no aumenta la mineralización de la materia orgánica (Biasi *et al.* 2008) sino que genera CO₂ a partir del carbono presente en el carbonato aplicado. El IPCC asume que el 100% del carbono presente en estas enmiendas se pierde como CO₂ luego de ser aplicados a los suelos (IPCC 2006). Sin embargo, algunos trabajos demuestran que no todo el carbono se libera a la atmósfera sino que gran parte queda en el suelo (Biasi *et al.* 2008, West & McBride 2005). Tampoco todo el CO₂ liberado por el encalado tiene destino final la atmósfera, sino que parte se disuelve y precipita en los océanos (West & McBride 2005).

Modelos

Para poder entender sistemas o procesos, es muy común que se recurra a la modelización, utilizando algoritmos matemáticos y la lógica. Han sido utilizadas muchas metodologías de modelización, desde muy sencillas hasta muy sofisticadas. La regresión polinómica es una metodología extensamente usada para generar modelos empíricos que expliquen la variación de una variable dependiente en función de una o varias variables independientes (Shen

et al. 2003). Si se asume que las variables regresoras y la dependiente están relacionadas linealmente, entonces se formula el siguiente modelo:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1i} + \beta_2 x_{2i} + \dots + \beta_k x_{ki} + \varepsilon_i \quad [1.7]$$

donde y_i es el valor de la variable respuesta, x_{1i} a x_{ki} son las variables regresoras desde 1 hasta k variables, β_1 a β_k son los parámetros de regresión que definen las relaciones entre cada variable regresora desde 1 hasta k variables con la variable respuesta, ε es el error del modelo (Myers 1986). Los parámetros se estiman a partir de los datos mediante el criterio de mínimos cuadrados. Esto quiere decir que la suma de cuadrados de los residuales sea lo más pequeña posible. El método de mínimos cuadrados requiere que el error tenga una distribución normal y que las observaciones sean independientes.

Las redes neuronales artificiales son técnicas que se han hecho de uso habitual en ciencias biológicas debido a su gran capacidad predictiva (Alvarez 2009). Las mismas, no requieren un conocimiento a priori de la estructura de los datos y permiten describir procesos curvilíneos y exponer interacciones escondidas entre las variables (Batchelor *et al.* 1997). Son técnicas adaptativas basadas en la estructura neuronal del cerebro, capaces de aprender relaciones en patrones de información (Jorgensen & Bendoricchio 2001). Típicamente, una red neuronal está compuesta por tres capas de neuronas: una capa de entrada, en la cual cada neurona corresponde a una variable independiente, una capa escondida, cuya complejidad se determina empíricamente, y una capa de salida, con una neurona por cada variable dependiente (Figura 1.2). La información fluye desde la capa de entrada a través de la capa escondida hasta la capa de salida y el proceso de aprendizaje consiste en el ajuste de los pesos asociados a las funciones de transferencia de información entre neuronas (Jorgensen & Bendoricchio 2001). El proceso de aprendizaje se realiza comúnmente usando el algoritmo *back propagation* que ajusta los pesos desde la capa de salida hacia la capa de entrada (Kaul *et al.* 2005). La función de transferencia más usada entre la capa escondida y la capa de salida es la sigmoidea, mientras que para transferir información entre la capa de entrada y la capa escondida se usa la lineal (Kaul *et al.* 2005).

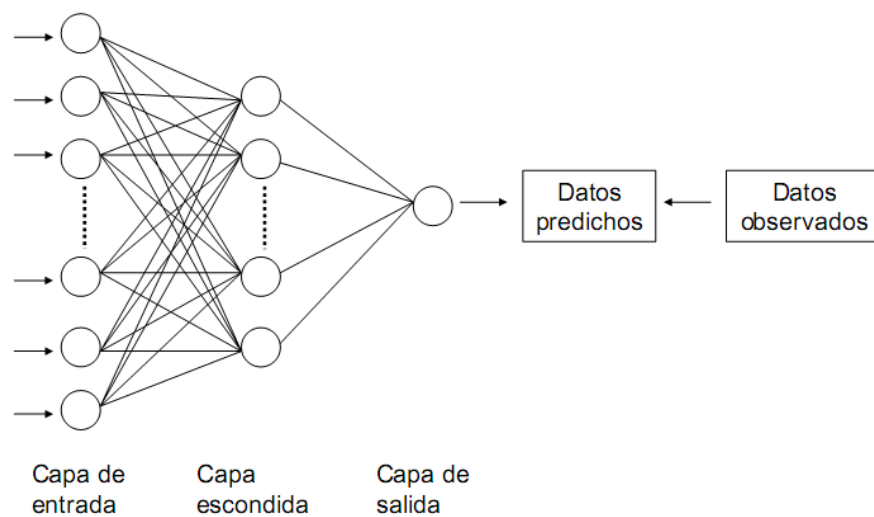


Figura 1.2: Representación de una red neuronal artificial mostrando capas de neuronas y conexiones.

Se han generado modelos empíricos que permiten estimar los contenidos de carbono orgánico de los suelos en superficie en función de características ambientales y de manejo. Por ejemplo, el análisis multivariado se ha usado para determinar el nivel al cual el contenido de carbono orgánico puede ser atribuido a variables de sitio como textura, nivel de drenaje, pendiente y tipo de uso del suelo (Schulp & Veldkamp 2008, Tan *et al.* 2004). El análisis multivariado examina la relación entre dos set de variables mediante la búsqueda de un pequeño número de combinaciones lineales de cada set que tiene la mayor correlación posible entre los set (Tan *et al.* 2004). Los modelos de regresión múltiple también han sido utilizados para explicar los contenidos de carbono orgánico de los suelos (Meersmans *et al.* 2008). Se utilizaron como variables de entrada la textura del suelo, el nivel de drenaje de los suelos y la profundidad de la napa. En este mismo trabajo los modelos generales tuvieron menor poder de predicción ($R^2 = 0,36$) que los modelos específicos para cada tipo de uso del suelo ($R^2 = 0,92$).

A partir de modelos de estimación de carbono y planteando distintos escenarios de tipo de uso del suelo, es posible estimar los cambios en los contenidos de carbono en el tiempo (Cerri *et al.* 2007). Predicciones del cambio en el uso de la tierra para los años 2015 y 2030 fueron integradas con modelos de simulación como el IPCC Tool para generar mapas de contenidos futuros de carbono. El IPCC Tool es una base de datos relevados en diferentes partes del Mundo, generado por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, para la estimación de los contenidos de carbono orgánico de los suelos (IPCC 2003). Su construcción se basó en los perfiles de distribución de carbono integrados por Bernoux *et al.* (2002) y Jobbagy & Jackson (2000). Teniendo estimados contenidos de carbono de referencia para situaciones no cultivadas en función del clima, la textura y la mineralogía del suelo, se les aplican factores de ajuste según el manejo que recibió el sitio. La base de datos tiene cargados datos para muchos países incluyendo Argentina. Sin embargo, las posibilidades de su aplicación en nuestro país no ha dado buenos resultados (Berhongaray & Alvarez 2008)

Experiencia en la Región Pampeana

En la Región Pampeana, utilizando datos tomados de los relevamientos de suelos realizados por INTA, se ha generado un modelo capaz de explicar el 70 % de la variabilidad de los contenidos de carbono orgánico en los estratos superficiales del suelo usando como variables independientes la precipitación y la temperatura del sitio (Alvarez & Lavado 1998). En este estudio, realizado a escala regional, no se han detectado efectos significativos de la textura edáfica sobre los niveles superficiales de materia orgánica. A nivel puntual diversos estudios han mostrado que el cultivo deprime los contenidos de materia orgánica en los primeros centímetros del perfil (Andriulo & Cordone 1998, Quiroga *et al.* 1996, Vázquez *et al.* 1990), pero regionalmente sólo se ha probado una caída significativa de la materia orgánica superficial por uso agrícola en la Pampa Ondulada, no detectándose esa caída en el resto de la Región Pampeana (Alvarez 2001, Michelena *et al.* 1988). Se ha propuesto un modelo que podría estimar, a nivel regional, los niveles de carbono en los primeros 20 cm del perfil en situaciones no degradadas por uso antrópico (Alvarez 2005), pero no ha sido validado experimentalmente a nivel de sitio. Todos éstos estudios regionales se han basado en relevamientos realizados por INTA principalmente entre 1960 y 1980 (INTA 1989, INTA, MAGPSF, 1981, 1983, INTA, MEPLP, FALP, 1980) y no

existe información actualizada al respecto. Las integraciones de los datos de los mapas de suelo disponibles en la Región Pampeana presentan tres serias limitaciones: 1) los relevamientos tienen en promedio 30 años de antigüedad y pueden no representar la situación actual de los suelos debido a los cambios en el uso que han ocurrido en esta Región, 2) en muchos casos están incompletos en cuanto a la información referida al contenido de carbono por debajo de 50 cm de profundidad y 3) no relacionan los datos de los perfiles con el bioma o el uso del suelo. Esta última es la más seria pues se presenta información del perfil característico y su área de influencia, que en muchos casos abarca superficies considerables, sin desagregar el nivel de carbono de las diferentes clases de cobertura de vegetación presentes y tipos de uso del suelo.

Tipo de uso del suelo

El cambio de uso del suelo y la fragmentación del paisaje es un proceso que se ha denominado agriculturización (Paruelo *et al.* 2006). Los cambios en el uso del suelo traen aparejados impactos ecosistémicos, como procesos de erosión e inundación (Bhatti & Tarnocai 2009), e intercambios de energía, carbono y agua a escala regional (Guerschman & Paruelo 2005). Los efectos de la agriculturización se vienen estudiando desde hace años en la Región Pampeana (Paruelo *et al.* 2006, Baldi *et al.* 2006). El proceso ha tenido un avance diferente en distintas zonas de la región, y variables edáficas como el drenaje de los suelos fueron detectadas como los factores más determinantes del desarrollo agrícola (Baldi *et al.* 2006). En los últimos años no sólo se ha producido un corrimiento de la frontera agrícola, sino que, dentro de la zona agrícola, los cultivos anuales han reemplazado a las pasturas perennes. Las rotaciones han cambiado, encontrándose mayor proporción de soja entre los cultivos agrícolas, y los rendimientos han aumentado (Paruelo *et al.* 2006). Debido a los cambios ocurridos, es importante incluir el tipo de uso del suelo en las estimaciones de los niveles de carbono de los suelos.

No hay trabajos en la Región Pampeana que estimen el contenido de carbono de los suelos en profundidad. La contribución del carbono de carbonatos sobre el contenido total de carbono de los suelos, tampoco ha sido documentada.

Objetivo

Establecer los patrones de variación del carbono orgánico e inorgánico secuestrado en superficie y en profundidad en suelos de la Región Pampeana en función de las condiciones ambientales (clima y suelo), de vegetación y de manejo y establecer modelos empíricos predictivos de la capacidad de secuestro de carbono de los agrosistemas.

Hipótesis

- 1) En la Región Pampeana la acumulación de carbono orgánico en profundidad ha sido afectada por el uso del suelo.
- 2) En la Región Pampeana la acumulación de carbono de carbonatos ha sido afectada por el uso del suelo.
- 3) Distintos tipos de vegetación y uso generan perfiles de acumulación de materia orgánica diferentes bajo escenarios climáticos y edáficos similares.

CAPITULO 2: MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Región Pampeana es una extensa pradera al este del Río de la Plata y al oeste de la Cordillera de los Andes. Su relieve es de llano a ligeramente ondulado, y presenta dos sistemas serranos: Sierras de Tandilia y Sierras de Ventania. Tiene clima templado, con límites climáticos en las isotermas de 17°C en el norte y 14°C al sur, y las isohietas de 500 mm al oeste y 1000 mm al este (Solbrig & Viglizzo 1999; Hall *et al.* 1992).

Los suelos de la región evolucionaron sobre sedimentos eólicos provenientes del sudoeste, resultando en un progresivo aumento de las texturas finas desde el sudoeste hacia el noreste (Teruggi 1957). El cambio textural, junto al gradiente climático, resultó en un gradiente de suelos de menor desarrollo y mas arenosos al oeste y de mayor desarrollo y más contenido de arcilla hacia el noreste (Figura 2.1) (Hall *et al.* 1992).

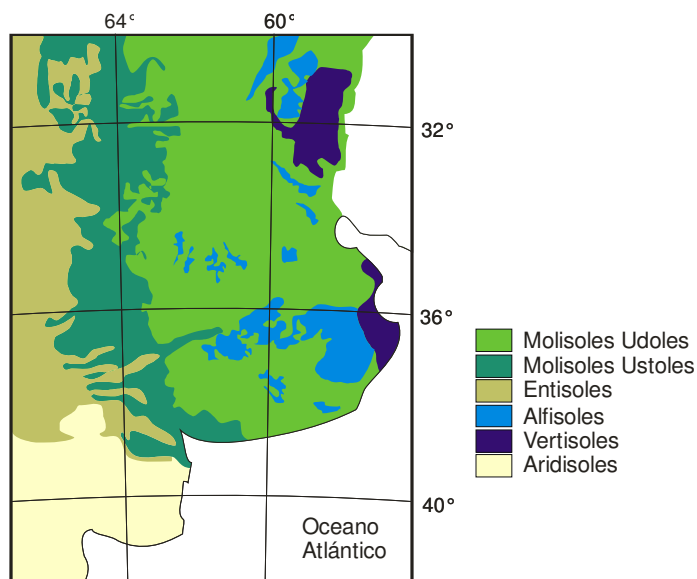


Figura 2.1: Mapa de la Región Pampeana con órdenes de suelo dominantes. Adaptado de Moscatelli (1991).

La región posee una fertilidad y una productividad que le confieren ventajas comparativas para su cultivo. La agricultura y la ganadería evolucionaron desde sistemas extensivos con baja tecnología a sistemas modernos, pero que utilizan pocos insumos comparados con otras regiones del Mundo (Solbrig & Viglizzo 1999), siendo el uso de fertilizantes bastante limitado (Alvarez 2006).

Se divide a la región en las subregiones: Pampa Ondulada, Pampa Deprimida, Pampa Arenosa, Región Semiárida, Pampa Austral y Litoral. La Pampa Ondulada es la zona agrícola por excelencia siendo su historia agrícola de más de 100 años. Los pastizales han sido reemplazados casi totalmente por cultivos (Paruelo *et al.* 2006). Históricamente, entre un 50 y un 75% del área cultivada, era dedicada a cultivos de grano. Presenta suelos con pendientes suaves pero largas, lo que ha llevado a procesos de erosión hídrica durante

décadas (Hall *et al.* 1992). En los últimos años, la ganadería ha sido prácticamente desplazada de esta zona y, como consecuencia, la rotación de lotes agrícolas con pasturas es escasa (Paruelo *et al.* 2006). Los suelos característicos de ésta subregión son los Argiudoles Típicos, bien drenados y profundos con un horizonte argílico fuerte. Sin embargo, en las zonas bajas puede acumularse agua (Hall *et al.* 1992).

La Pampa Deprimida se ubica en la zona central y abarca la cuenca del Río Salado. Es un área deprimida con varias lagunas y presencia de la napa muy cercana a la superficie. Los pastizales naturales siguen siendo el principal recurso productivo, ocupando la mayor parte de su superficie. Esta zona ha sido históricamente ganadera pero en los últimos años, la agricultura ha avanzado sobre los suelos con mejores condiciones de drenaje (Baldi *et al.* 2006, Paruelo *et al.* 2006). La agricultura ocupa no más del 10% de su superficie (Viglizzo & Frank 2006).

La Pampa Arenosa es un área modelada topográficamente por el viento. Posee un pobre sistema de drenaje fluvial (Hall *et al.* 1992). La textura gruesa y las bajas precipitaciones hacen que estos suelos sean poco propensos al anegamiento. Durante los períodos húmedos, el Río Quinto, debido a su cauce poco preciso, lleva al anegamiento de las zonas bajas y medias (Viglizzo *et al.* 2008). En la mayor parte de esta subregión es posible cultivar, aunque la susceptibilidad a la erosión eólica puede representar algunas limitantes a la producción de cultivos (Hall *et al.* 1992). La agricultura en esta zona comenzó hace unos 100 años y los pastizales originales han sido prácticamente reemplazados por pasturas y cultivos (Viglizzo & Frank 2006).

La Región Semiárida es la región más occidental. Tiene una historia agrícola intermedia, con monocultivo de trigo durante muchos años en la porción sur. Aún se mantienen las rotaciones agrícola-ganaderas en gran porcentaje de los establecimientos. Los pastizales naturales también siguen siendo un recurso ampliamente utilizado. Los suelos de esta subregión tienen una gran variabilidad textural. Muchos tienen pendientes pronunciadas y largas, y se desarrollan procesos de erosión hídrica y eólica, sobre todo en suelos cultivados. Es frecuente encontrar una capa densa de tosca a profundidades variables (Hall *et al.* 1992).

La Pampa Austral es la porción más al sur de la Región Pampeana. Presenta suelos Argiudoles limitados por horizontes petrocálcicos (Hall *et al.* 1992). Posee una buena red de drenaje fluvial. Si bien sus suelos poco profundos son la mayor limitante productiva, es posible realizar cultivos de invierno en gran parte del su superficie (Viglizzo *et al.* 2001, Hall *et al.* 1992). La agricultura en esta zona tiene unos 80 años (Viglizzo & Frank 2006) y es conocida como la región triguera argentina.

El Litoral es una extensa área dominada por Vertisoles. Los problemas de erosión hídrica en los lotes agrícolas son los más graves de la región. Es, junto con la Pampa Deprimida, una de las subregiones con menos desarrollo agrícola histórico (Viglizzo & Frank 2006), con sólo cerca del 16% de la superficie dedicada a cultivos (Hall *et al.* 1992). En los últimos años hubo un proceso de expansión agrícola fundamentalmente debido al cultivo de soja (Paruelo *et al.* 2006).

Muestreo

Se diseñó un relevamiento para obtener muestras de suelo de toda la Región Pampeana. El mismo se realizó a partir de encuestas a productores y

asesores de las Provincias de Buenos Aires, La Pampa, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos. Mediante estas encuestas se determinaron 5 situaciones de muestreo que representan el tipo de uso del suelo más común en la región: arboledas, bajos, lotes agrícolas, pasturas y parques (Figura 2.2 y 2.3). Las arboledas se definieron como plantaciones de árboles de más de 30 años. Las superficies de las mismas eran desde valores mínimos de 100 m², hasta plantaciones comerciales de cientos de hectáreas. El 70% de las arboledas eran especies del género *Eucalyptus*, un 17% eran coníferas y el 13% restante diversas caducifolias, todas con árboles de al menos 30 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) y 10-12 metros de altura, con excepción de las *Acacia sp.* (3% de las arboledas) que tenían 15 cm de DAP y 4-5 metros de altura. En general, las arboledas se encontraban alrededor de los parques, eran de 10.000 m² y tenían en promedio 50 años de implantadas. Para cada plantación se determinó si entraban o no animales en algún momento del año. Los bajos representaban lotes no agrícolas y que permanecen inundados con cierta periodicidad, siendo su uso sólo ganadero. Los mismos estaban ubicados en las posiciones bajas del terreno y presentaban características de hidromorfismo. La vegetación dominante de estos sitios era Juncaceas, *Distichlis sp.* y en algunos casos *Agropyron sp.* En cada sitio los lotes agrícolas eran representativos de la historia y modalidad de agricultura más común de la subregión. En ellos se mantenía la rotación típica del lugar. Se muestrearon lotes que tuvieran un período de por lo menos tres años desde su última pastura. En los mismos se registró sistema de labranza, cultivo presente y su antecesor. Las pasturas fueron aquellos sitios cultivables que estaban en fase de pasturas al momento de muestreo y que fueran implantadas hacía tres o más años. Las mismas eran pasturas consociadas en general de una leguminosa perenne con gramíneas y entraban normalmente en rotación con agricultura. No se consideraron en esta categoría pasturas de larga duración o que se renuevan permanentemente como pasturas de agropiro (*Thynopiron sp.*, *Agropyron sp.*), pasto llorón (*Eragrostis curvula*) o promociones de ryegrass (*Lolium multiflorum*), por no rotar usualmente con agricultura. Los parques de los cascos de los establecimientos se tomaron como los sitios menos disturbados o sitios control, los mismos nunca habían sido cultivados según la memoria los dueños o encargados del establecimientos, lo que nos daba la seguridad de no cultivo en por lo menos los últimos 70 años. En los parques se eligieron ubicaciones de muestreo que estuvieran lejos de las construcciones y caminos. Se identificaron en el parque las especies dominantes de la comunidad. Al oeste de la región se encontró gramón (*Cynodon dactylon*), unquillo (*Poa ligularis*), flechilla (*Stipa neesiana*) flechilla negra (*Piptochaetium napostaense*), cebadilla pampeana (*Bromus brevis*), penacho (*Bothriochloa barbinodis*), te pampa (*Thelesperma megapotamicum*) entre otras. En el este se encontró gramón (*Cynodon dactylon*), festuca (*Festuca sp.*), flechillas (*Stipa sp.*, *Piptochaetum sp.*), capiquí (*Stellaria media*), diente de león (*Taraxacum officinale*) y otras especies de género Sonchus, Carex, Oxalis y Trifolium. En los sitios donde la ganadería es importante existen lotes que potencialmente pueden llegar a ser agrícolas pero aún se conservan como pastizales naturales, y se muestrearon como situaciones no disturbadas.

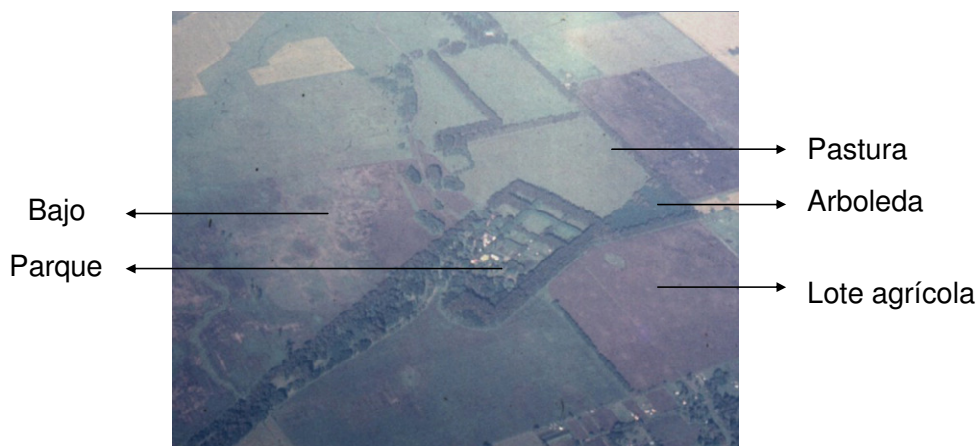


Figura 2.2: Fragmentación del paisaje en la Pampa Ondulada (Gentileza de R. León), e identificación de los tratamientos.



Figura 2.3: Aspecto estival de un pastizal pampeano, pastizal de mesófitas (Gentileza de R. León), e identificación de los tratamientos.

Entre agosto de 2007 y marzo de 2008, se muestrearon 11 establecimientos en la Provincia de La Pampa, 47 en la Provincia de Buenos Aires, 9 en la Provincia de Córdoba, 8 en la Provincia de Santa Fe y 7 en la Provincia de Entre Ríos, haciendo un total de 82 establecimientos (Figura 2.4). En cada uno de estos establecimientos se eligieron 5 sitios representativos de los tipos de uso del suelo, y en ellos se tomaron muestras cada 25 cm hasta el 1 metro de profundidad o hasta la presencia de alguna discontinuidad litológica como la tosca. De cada estrato de profundidad se tomaron 4 muestras de suelo que se compusieron para generar una muestra por estrato. Cada sitio fue además georeferenciado. No todas las situaciones pudieron ser muestreadas en todos los establecimientos. En algunos casos porque las situaciones no existían y en otros casos, por imposibilidades para acceder. En 22 de los establecimientos muestreados, como situaciones menos disturbadas, en vez de parques, fueron muestreados pastizales naturales nunca cultivados, y con bajo uso ganadero. Esto fue así en establecimientos de la Pampa Deprimida, la Región Semiárida y el Litoral, en donde aún es posible encontrar este tipo de pastizales. En total se muestrearon 387 sitios, con los cuales se generaron 1493

muestras, que presentaban una amplio rango de variación de condiciones climáticas, edáficas, topográficas, de vegetación y de manejo.

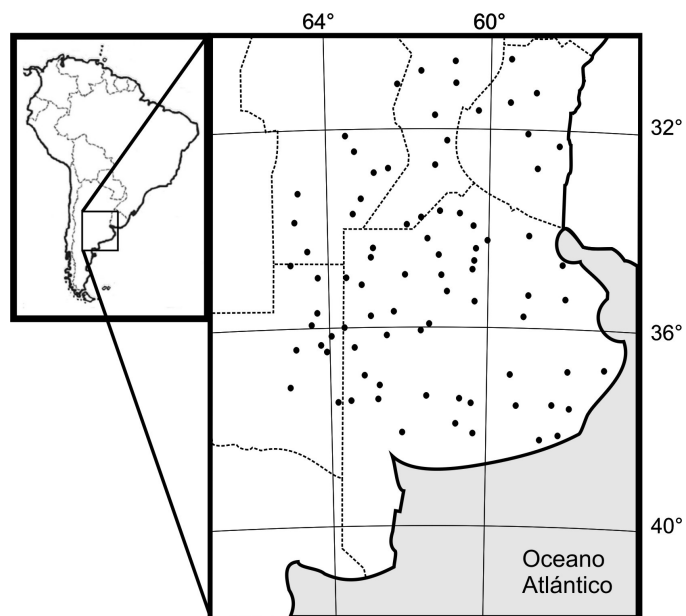


Figura 2.4: Mapa de la Región Pampeana indicando la ubicación de los establecimientos muestreados.

En el muestreo se usaron barrenos especialmente diseñados que permitían tomar las muestras de suelo sin disturbar en un volumen conocido (Figura 2.5).

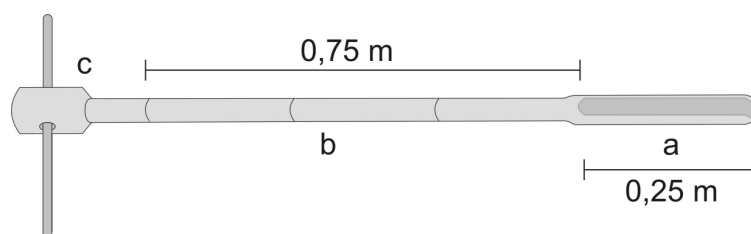


Figura 2.5: Barreno utilizado para el muestreo; a es una canaladura de 100 cm³ donde se recoge la muestra; b es el mástil del barreno con marcas cada 25 cm hasta 1 metro, de menor diámetro que la canaladura; c es el cabezal.

Las muestras fueron llevadas al laboratorio, secadas al aire y pesadas, luego de separársele los restos vegetales grandes. Se las molió a mano y tamizó por malla de 2 mm. Se secaron en estufa a 105°C hasta peso constante para determinar su peso seco. La densidad aparente fue calculada a partir del peso seco de la muestra y del volumen de la misma. En el 3% de las muestras existieron fallas en el muestreo o se perdió parte de la muestra. En estos casos, como dato de la densidad aparente, se utilizó el promedio del resto de los tratamientos a la misma profundidad en el mismo establecimiento.

Por otro lado, se tomaron muestras de tosca de 9 sitios del sudoeste y del sudeste de la Región Pampeana. Una porción de cada muestra de tosca fue pesada, recubierta con parafina, sumergida en agua y fue determinado su volumen a partir del líquido desplazado. El resto de la muestra fue molida a mano y tamizada por malla de 2 mm. La densidad aparente fue calculada a partir del peso seco y del volumen medido.

Determinación de carbono orgánico y carbono de carbonatos

De cada muestra de suelo y de tosca se determinó su contenido de carbono total (orgánico + inorgánico) por digestión húmeda con calentamiento (Amato 1983) y de carbono en carbonatos por acidificación y determinación volumétrica del CO₂ generado (Loeppert & Suarez 1996). Por diferencia entre el carbono total y el carbono en carbonatos se estimó el contenido de carbono en la materia orgánica. Los resultados de concentración de carbono en sus distintas formas se llevaron a masa por unidad de superficie:

$$tC \text{ (t ha}^{-1}\text{)} = mgC \text{ (mg g}^{-1}\text{)} * DA \text{ (t m}^{-3}\text{)} * PROF \text{ (m)} * 10 \text{ (m}^2 \text{ g ha}^{-1} \text{ mg}^{-1}\text{)} \quad [2.1]$$

donde tC es la masa de carbono por hectárea, mgC es el contenido de carbono por gramo de suelo, DA es la densidad aparente estimada, PROF es el espesor de la capa de suelo y 10 es un factor de corrección de unidades. En aquellos sitios en donde se determinó la presencia de un manto de tosca, para estimar la masa de carbono en esa capa se asumió que su espesor promedio era de 25 cm (D. Buschiazzi, comunicación personal).

Determinación de conductividad eléctrica, pH y textura

Se ideó una metodología para determinar conductividad eléctrica y pH para grandes cantidades de muestras y hacer la medición conjuntamente. La técnica consiste en colocar 50 g de suelo con 250 cm³ de agua destilada, agitar durante 1 hora y dejar reposar 24 hs. Luego se realizan las mediciones de pH y conductividad eléctrica en el sobrenadante. Se realizó una calibración para transformar los datos de conductividad suelo:agua (1:5) a la de extracto de saturación, que es la que comúnmente se utiliza para determinar la conductividad eléctrica. Para esto se determinó la conductividad eléctrica en el extracto de saturación a 20 muestras que representaban un amplio rango de conductividad eléctrica medida y se obtuvo el siguiente modelo de calibración:

$$CE_{ext} = 5,5 CE_{1:5} \quad (R^2: 0,75) \quad [2.2]$$

donde CE_{ext} es la conductividad eléctrica medida en extracto de saturación y CE_{1:5} es la conductividad eléctrica medida con la relación suelo:agua 1:5.

La textura de las muestras se determinó por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Gee & Bauder 1996).

Datos climáticos

Se generó un set de datos climáticos a partir del software LocClim de FAO (FAO 2006). Este software posee una base de datos de 50 años en promedio. Utiliza el FAO Agromet Database. A partir de las coordenadas

geográficas de cada sitio muestreado, se estimaron los valores de temperatura media anual y de precipitación media utilizando el método de interpolación espacial inverso a la distancia (IDWA). Este método estima, para un punto dado, datos climáticos a partir de promedios entre las estaciones meteorológicas que lo rodean, dándole a cada estación vecina un peso que es inversamente proporcional a la distancia de la estación. Para las estimaciones de cada sitio se utilizaron estaciones hasta 300 km de distancia y hasta 10 estaciones. Para modelar el clima en la Región Pampeana se utilizaron 120 estaciones meteorológicas de Argentina y Uruguay (Figura 2.6).

Las estimaciones realizadas con LocClim representan bien el clima del último siglo. Con el modelo se estimaron valores de precipitación y temperatura para las coordenadas de las 18 estaciones meteorológicas del INTA y del SMN en la Región Pampeana que tienen más de 80 años de datos. Los valores fueron correlacionados y el R^2 fué superior a 0,90 (F test, $p=0,01$) y la ordenada al origen no fue diferente de 0 y la pendiente no fue diferente de 1 (t test, $P=0,05$).

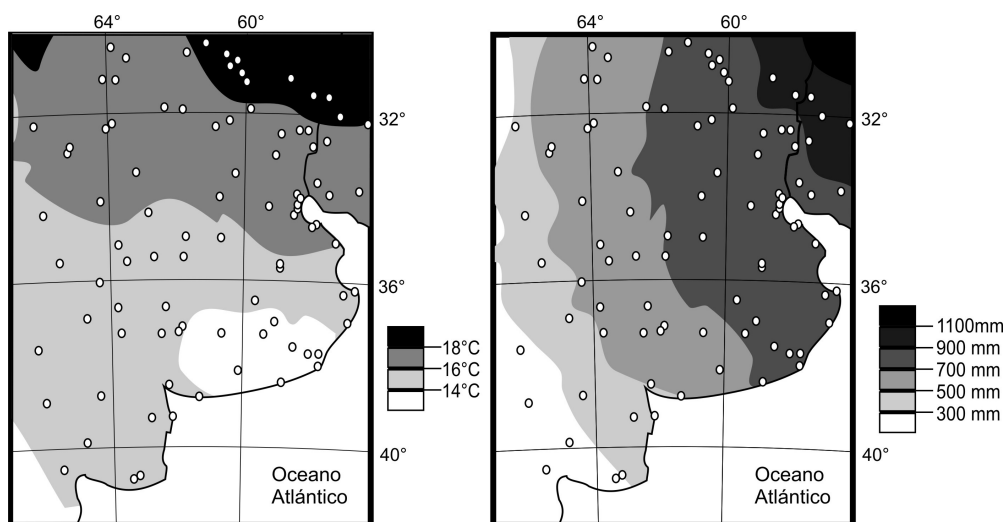


Figura 2.6: Mapa de la Región Pampeana ubicando las estaciones meteorológicas. Cada color representa un rango de temperatura media (izquierda) o precipitación (derecha) anual estimadas. Cada círculo corresponde a una estación meteorológica.

Datos de suelo

A partir de las coordenadas de cada sitio, los fotomosaicos georeferenciados disponibles en la Mapoteca Digital de Cartas de Suelos del INTA (2008) y considerando la ubicación en el terreno de cada situación se reconoció la serie de suelo para 198 sitios muestreados. En el 98% de las arboledas, el 93% de los lotes agrícolas y el 91% de las pasturas coincidieron las series de suelo con la de los parques, el resto fueron series similares en el mismo subgrupo. En cambio en los bajos no coincidió la serie de suelo con los parques, siendo en general suelos con procesos hidromórficos (Natracuallf, Natracuol).

Debido a que la información de las cartas de suelo no está fácilmente disponible para toda el área muestreada se utilizó el Visor de Mapas de la

Republica Argentina (disponible en <http://geointa.inta.gov.ar>). Mediante este software es posible identificar mediante las coordenadas de cada sitio, unidades taxonómicas a nivel de subgrupo, con un nivel de detalle de reconocimiento para toda la República Argentina. De esta forma se identificó el tipo de suelo para los 386 sitios muestreados. De esta categorización surgió que los grandes grupos presentes en el muestreo fueron: Argiudol (29%), Hapludol (21%), Haplustol (18%), Natracualf (12%), Peludert (6%), Natracuol (6%), Natralbol (2%), Argiustol (2%), Torripsament (1%), Calciustol (1%), Argialbol (1%), Ustipsament (1%). Los sitios se a 4 categorías en función de la afinidad entre los suelos:

- Grupo 1: suelos de regiones semiáridas, Haplustoles 81% de los suelos, y en menor medida Argiustoles, Calciustoles, Torripsaments y Ustipsaments.
- Grupo 2: suelos de regiones húmedas, Hapludoles.
- Grupo 3: suelos de regiones húmedas con horizonte argílico o alto contenido de arcilla en todo el perfil, Argiudoles 80% de los suelos, y en menor medida Peluderts y Argialboles.
- Grupo 4: suelo con hidromorfismo, Natracualfes, Natracuoles y Natralboles.

Cada grupo se lo denominó en el manuscrito de la tesis con el del gran grupo dominante: Haplustol, Hapludol, Argiudol y Natracualf.

Procesamiento de la información

Los contenidos de carbono del suelo se calcularon a profundidad fija y a masa acumulada de suelo (profundidad equivalente según Jenkinson *et al.* 2008). La transformación a masa acumulada de suelo se utiliza para aislar el efecto de diferencias en la densidad de los suelos. La profundidad equivalente es definida como la profundidad a la cual dos tratamientos tienen la misma masa de suelo en una capa. Es por eso que estos términos son utilizados como sinónimos. Para transformar los datos a masa acumulada de suelo se utilizaron tres metodologías, la primera una ecuación propuesta por Poulton *et al.* (2003), la segunda el ajuste a una función matemática (potencial) y, por último, se utilizaron funciones splines.

Según la primera metodología, las correcciones por profundidad equivalente se realizan sumando o eliminando una porción de suelo de determinada capa. La porción sumada corresponde a la capa superior y/o inferior y la eliminada, se suma en la capa superior y/o inferior según sea el caso (Jenkinson *et al.* 2008). Para ello se usa la siguiente ecuación adaptada de Poulton *et al.* (2003):

$$MC_{MS1} = MC_{P1} + \left[(MS_1 - MS_{P1}) \times \frac{MC_{P2}}{MS_{P2}} \right] \quad [2.3]$$

donde MC_{MS1} es la masa de carbono a estimar a la masa de suelo $MS1$, MC_{P1} es la masa de carbono acumulado hasta la profundidad $P1$, MS_1 es la masa de suelo hasta la cual se quiere estimar el carbono, MS_{P1} es la masa de suelo hasta la profundidad $P1$, la misma surge de multiplicar la profundidad por la densidad aparente, MC_{P2} es el carbono orgánico acumulado hasta la profundidad $P2$ y MS_{P2} es la masa de suelo acumulada hasta la profundidad $P2$. Este método asume que las transiciones entre las capas de suelo son continuas y lineales.

Otros autores han propuesto modelos matemáticos para describir la forma de acumulación de carbono en profundidad (Jobbágy & Jackson, 2000). Por ello se eligió un modelo potencial para estimar el contenido de carbono

orgánico acumulado en función de la masa de suelo acumulada. Para cada sitio se ajustó un modelo potencial:

$$Y = A * x^B \quad [2.4]$$

donde Y es el carbono acumulado ($t\ ha^{-1}$) hasta la masa acumulada de suelo x ($t\ ha^{-1}$), A parámetro que depende de la cantidad de carbono acumulado a determinada masa de suelo y B describe la curvatura de la función. Se estimaron los parámetros A y B de cada sitio y se ajustaron 377 funciones significativas ($P=0,05$). Con estos parámetros fue posible estimar el carbono acumulado a la misma masa acumulada de suelo.

Por último se recurrió a funciones splines. Las funciones splines son un conjunto de funciones que describen una curva suave sobre un conjunto de puntos. Los algoritmos de la interpolación pasan exactamente a través de cada punto de referencias. Son muy utilizadas para describir la distribución de propiedades de suelos en profundidad (Bishop *et al.*, 1999). En esta tesis se utilizó la masa de suelo como variable independiente y el valor de la propiedad del suelo como variable dependiente.

Se compararon las tres metodologías a partir de la observación visual de su comportamiento utilizando un perfil de carbono tomado al azar. Utilizando la ecuación 2.3. (Poulton *et al.* 2003), se interpolaron los contenidos de carbono de los estratos intermedios de suelo utilizando los datos superiores e inferiores y se compararon con los datos medidos para los estratos intermedios. Se ajustaron funciones splines y el modelo potencial al carbono acumulado en función de la masa acumulada de suelo utilizando todos los datos, asumiendo que a la masa de suelo cero el carbono acumulado es cero. Para evaluar el comportamiento de los modelos sólo se tomaron en cuenta las estimaciones a estratos intermedios al igual que para las interpolaciones utilizando la metodología propuesta por Poulton *et al.* (2003). Se realizó una regresión de los valores estimados por capa de suelo vs. los observados, la ordenada al origen fue comparada con 0 y la pendiente con 1 por la distribución t . Se comparó el R^2 de los modelos (Kleinbaum & Kupper 1979). Con el modelo de mejor comportamiento lógico y mayor R^2 se realizaron estimaciones a 4 masas de suelo fijas: 3000, 6000, 9000 y 12000 toneladas de suelo por hectárea.

Los resultados obtenidos por esta metodología de interpolación fueron llevados a estratos de masa de suelo. Al carbono acumulado hasta las 6000 $t\ ha^{-1}$ se le restó el contenido acumulado hasta las 3000 $t\ ha^{-1}$, al acumulado a 9000 se le restó el de 6000 y el de 12000 el de 9000. De esta manera se obtuvieron los contenidos de carbono para 4 estratos de masas de suelo: 0-3000 $t\ ha^{-1}$, 3000-6000 $t\ ha^{-1}$, 6000-9000 $t\ ha^{-1}$ y 9000-12000 $t\ ha^{-1}$.

Análisis de la información

Se realizaron gráficos de frecuencias para todas las variables y se observó su distribución, determinándose la posición de la media, la mediana y la moda. Además, se puso a prueba la hipótesis de normalidad de los datos con el estadístico de Shapiro-Wilks modificado (Mahibbur & Govindarajulu 1997). Ninguna de las distribuciones de las variables se ajustaron a la distribución normal ($P = 0,01$).

A los efectos de obtener normalidad se transformaron los datos usando el enfoque de Box-Cox (Peltier *et al.* 1998), probándose además transformaciones como la logarítmica, la potencial, el arcoseno y la exponencial, entre otras. Ninguna de las distribuciones de las variables transformadas se ajustaron a una

distribución normal ($P = 0,01$). En consecuencia, los análisis fueron distintos para aquellas variables que mostraban distribuciones aproximadamente simétricas, con respecto a otras que no mostraron dicha tendencia. Carbono orgánico, pH, densidad aparente y textura, variables que se aproximaron a una distribución normal fueron analizadas con modelos lineales mixtos (Littell *et al.* 1998), pero empleando un criterio más restrictivo sobre el tamaño de las pruebas de hipótesis, con lo cual se empleó $P = 0,01$. Aquellas variables que tenían una distribución muy alejadas de la normal, como la conductividad eléctrica y el carbono de carbonatos, que presentaron una distribución bimodal, fueron analizadas por Kruskal - Wallis (Conover 1999).

El análisis de las variables con tendencia normal realizado con modelos mixtos utilizó como variables clasificatorias el tipo de uso y el establecimiento:

$$Y_{ijk} = \alpha_i + a_j + \varepsilon_{ijk} \quad [2.5]$$

donde Y_{ijk} es la variable a analizar, α_i es el efecto del tratamiento ($i = 1, \dots, 5$), a_j es el efecto aleatorio del establecimiento y ε_{ijk} es el error aleatorio. Los efectos de α_i fueron considerados efectos fijos o constantes, el efecto de a_j fue tomado como aleatorio sobre la base de la forma de muestreo de los establecimientos (al azar) y considerando que el objeto de la inferencia se concentraba en los tratamientos para cualquier establecimiento muestreado. Se probaron como covariables el efecto de todas las variables menos la analizada (carbono orgánico, carbono de carbonatos, pH, conductividad eléctrica, textura) y el efecto lineal y cuadrático de la profundidad anidada en el tratamiento. Se testeó la significancia de las covariables al nivel de $P = 0,01$, y fueron incluidas en el modelo cuando pasaban dicha prueba de hipótesis. Para carbono orgánico las covariables fueron el efecto lineal y exponencial de la profundidad anidada en el tratamiento. Todos estos resultados se analizaron también por Kruskal-Wallis. Para pH, se utilizaron como covariables el efecto lineal de la profundidad anidada en el tratamiento, la concentración de carbono orgánico, la concentración de carbono de carbonatos y la conductividad eléctrica; mientras que para densidad aparente se empleó el efecto lineal de la profundidad anidada en el tratamiento. Las comparaciones entre tratamientos se realizaron mediante contrastes con la covariable profundidad anidada dentro de sitio. Finalmente para las variables analizadas por Kruskal-Wallis se utilizó el tipo de uso del suelo como variable de clasificación y la profundidad como variable de partición.

Los contenidos de carbono también fueron analizados por tipo de suelo utilizando el modelo mixto de la ecuación [2.5] e incorporando como variable clasificatoria el tipo de suelo. El efecto del tipo de suelo se consideró como fijo y fue puesta a prueba la interacción entre el tipo de suelo con los tratamientos. Los bajos estuvieron asociados a un tipo de suelo particular, los Natracuall, provocando que la matriz de tratamientos por tipo de uso esté desbalanceada. De manera de tener estabilidad en las ecuaciones, los bajos no fueron incluidos en la comparación entre tratamientos por tipos de suelo.

Se examinó la distribución vertical del carbono orgánico de los suelos entre tipos de uso. La misma se realizó ajustando funciones matemáticas al incremento del carbono con la profundidad. Se evaluaron 3 funciones que relacionan el contenido acumulado de carbono con la profundidad en el primer metro de suelo. Los modelos utilizados fueron tres. El modelo potencial (Ecuación [1.3]), el modelo log-log acumulado propuesto anteriormente (Ecuación [1.4]) al cual se le aplicó el anti logaritmo de manera de simplificar su uso, llamándolo llamó anti log-log [2.6]:

$$Y = d^B + e^A \quad [2.6]$$

y el modelo Mitscherlich (Tisdale *et al.* 1993):

$$Y = A (1 - e^{(-B d)}) \quad [2.7]$$

donde Y es el carbono acumulado ($t\ ha^{-1}$) a la profundidad d (m) y A y B son parámetros de la curvatura de la función.

Para comparar los modelos [1.3], [2.6] y [2.7] se examinó el número de ajustes significativos y el R^2 . El modelo que mejor ajustó a los perfiles fue utilizado para comparar la estratificación del carbono entre los tipos de vegetación y uso. La misma se realizó a partir de contrastar los parámetros de los modelos para los tipos de uso con modelos mixtos. La comparación de los parámetros de los modelos fue posible debido a que Mueller y Zhao (1995) demostraron que los parámetros estimados de un modelo no lineal son asintóticamente normales.

El mejor modelo logrado fue utilizado para modelar el carbono hasta 1 metro utilizando los contenidos superficiales. También se usaron redes neuronales artificiales con este objetivo. Los datos fueron particionados en 70% para el set de entrenamiento y 30 % para el set de validación. Se hicieron análisis de regresión entre los valores observados vs. los predichos, y las ordenadas al origen fueron comparadas con 0 y la pendiente con 1 por la distribución t Student utilizando IRENE (Fila *et al.* 2003). También se compararon los RMSE por el test F (Xiong & Maullenet 2006).

La información relevada se analizó por técnicas de regresión lineal simple y múltiple empleando modelos de superficie con efectos lineales (x_1 , x_2 , etc.), curvilíneos (x_1^2 , x_2^2 , etc.) e interacciones ($x_1 \cdot x_2$, etc.) (Neter *et al.* 1990) para generar modelos empíricos capaces de estimar los niveles de carbono de los suelos en distintos sitios, bajo diferentes usos y a profundidades variables. Los datos fueron particionados aleatoriamente en 70% para el set de entrenamiento y un 30% para el set de validación. Con el 70 % de los datos correspondientes al set de entrenamiento se realizó la selección de las variables mediante la metodología *stepwise*. Se testeó la significancia de los modelos, tanto en el set de entrenamiento como en el set de validación, por la F. Valores observados vs. predichos fueron regresados y las interceptas fueron comparadas con 0 y la pendiente con 1 por la distribución t. Como variables dependientes se usó carbono en la materia orgánica y en carbonatos. Las variables independientes principales fueron precipitación, temperatura, textura, profundidad y uso, estas dos últimas como variables categóricas.

Los resultados obtenidos por regresión para modelar los contenidos de carbono de los suelos se compararon con los obtenidos por redes neuronales (Somaratne *et al.* 2005). Se utilizaron funciones de transferencia del tipo logística entre la capa de entrada y la capa escondida y entre ésta y la capa de salida. Las variables de entrada fueron escaladas por el procedimiento de mínimos y máximos entre 0 y 1, de manera que los rangos de variación fueran uniformes y apropiar los datos para las funciones logísticas (Park & Vlek 2002). Las redes neuronales fueron construidas mediante el procedimiento de aprendizaje supervisado usando el algoritmo *back propagation* para el ajuste de los pesos (Rogers & Dowla 1994). Se implementó una aproximación jerárquica para la simplificación del modelo durante la selección de las variables de entrada, prefiriéndose aquéllas que resultaran de la integración de variables usadas en la construcción, cuyos efectos eran resumidos (Park & Vlek 2002). Se construyeron varios modelos con distinta combinación de variables y se eligieron las redes

neuronales con mayor R^2 , y entre redes de igual R^2 , las de menor número de variables. La tasa de aprendizaje controla el tamaño del cambio de peso realizado por *back propagation* durante cada iteración (Kaul *et al.* 2005). Una tasa de aprendizaje alta puede llevar a una convergencia más rápida pero, por otro lado, puede llevar a un mínimo local (Lee *et al.* 2003). Consecuentemente, se utilizó una tasa de aprendizaje de 0,1. El tamaño del *epoch* representa en número de iteraciones para las cuales correrá el algoritmo. En cada *epoch*, todo el set de entrenamiento es alimentado por la red, y es usado para ajustar los pesos de la red (Somaratgne *et al.* 2005). Alrededor de 50 *epoch* son adecuados para la convergencia en algunos casos (Schaap & Bouten 1996, Schaap *et al.* 1998). Se utilizó un tamaño de *epoch* de 100.

Cuando se incrementa el número de neuronas en la capa escondida, el modelo ajusta mejor al set de entrenamiento pero también incrementa el sobreaprendizaje (Özesmi *et al.* 2006). Consecuentemente, debe alcanzarse un balance entre la habilidad de predicción de las redes y su complejidad. El número máximo inicial de neuronas en la capa escondida fue ajustado por metodologías descritas por Somaratgne *et al.* (2005) y las neuronas se fueron eliminando hasta que la simplificación del modelo redujo su habilidad para ajustar a los datos, usando el R^2 como criterio de decisión. Los datos fueron particionados aleatoriamente en 70% para el set de entrenamiento y un 30% para el set de validación y las iteraciones se detuvieron cuando el R^2 del set de validación tendió a ser menor al compararlo con el R^2 del set de entrenamiento. Se realizó un análisis de sensibilidad para clasificar las variables de entrada según su importancia en el modelo (StatSoft, Inc. 2007)

CAPÍTULO 3: RESULTADOS

Efecto del uso y la vegetación sobre los contenidos de carbono y otras propiedades de los suelos pampeanos

Los sitios muestreados representaron un amplio rango de condiciones de clima y suelo. Los más cálidos tuvieron una temperatura media anual un 50 % mayor que los más fríos. El rango de precipitaciones varió tanto que los sitios más húmedos recibían el doble de precipitaciones que los más secos (Tabla 3.1).

Tabla 3.1: Rango y promedio de las variables determinadas en los 82 sitios muestreados hasta 1 m de profundidad o hasta la capa de tosca. Para densidad aparente, arcilla, limo, arena, pH y conductividad se presentan promedios ponderados y para carbono orgánico e inorgánico masas acumuladas.

Variable	Mínimo	Promedio	Máximo
Temperatura (°C)	12,8	15,8	19,1
Precipitación (mm)	564	860	1156
Profundidad muestreada (cm)	25	96	100
Densidad aparente	0,64	1,15	1,60
Carbono orgánico (t ha ⁻¹)	0,3	96,4	321,2
Carbono de carbonatos (t ha ⁻¹)	0,0	47,0	376,6
pH	4,30	6,40	9,47
Conductividad eléctrica (dS m ⁻¹)	0,2	1,9	27,0
Arcilla (%)	1,6	16,2	42,7
Limo (%)	0,8	33,6	59,0
Arena (%)	11,8	46,8	97,2

El rango de variación de las variables de suelo fue mayor que el de las variables climáticas. La profundidad de muestreo fue de 100 cm, aunque en algunos suelos sólo se pudo muestrear hasta unos 50 cm por presencia de tosca. La profundidad promedio de muestreo resultó de la ponderación de la profundidad efectiva muestreada en cada sitio. Los sitios que tuvieron profundidades menores que 50 cm fueron el 3 % del total. La densidad aparente no tuvo un rango de variación importante, pero sí los contenidos de carbono orgánico. Algunos suelos tuvieron casi 4 veces más carbono orgánico que el promedio. Sin embargo, el 73 % de los suelos tuvieron entre 40 y 120 t ha⁻¹ (Figura 3.1). Con el pH pasó algo similar. Si bien hubo un amplio rango, el 74% de los suelos tuvo un pH intermedio entre 5 y 7. El contenido de carbono de carbonatos y la conductividad eléctrica, también variaron marcadamente pero en el 85 % de los suelos estas variables presentaron en valores muy bajos. La medición de valores mínimos tan extremos como en densidad aparente y pH se dieron en situaciones particulares de arboledas aunque puede haber una componente del error mismo de muestreo.

El rango de variación de las variables texturales fue el más importante. La amplia variación textural permitió encontrar suelos que difirieron en más de 10 veces en su porcentaje de fracciones granulométricas (Tabla 3.1). Además, la distribución de frecuencias tendió a ser uniforme, muestreándose tantos suelos con bajos contenidos de arcilla, limo o arena como con altos contenidos (Figura 3.1).

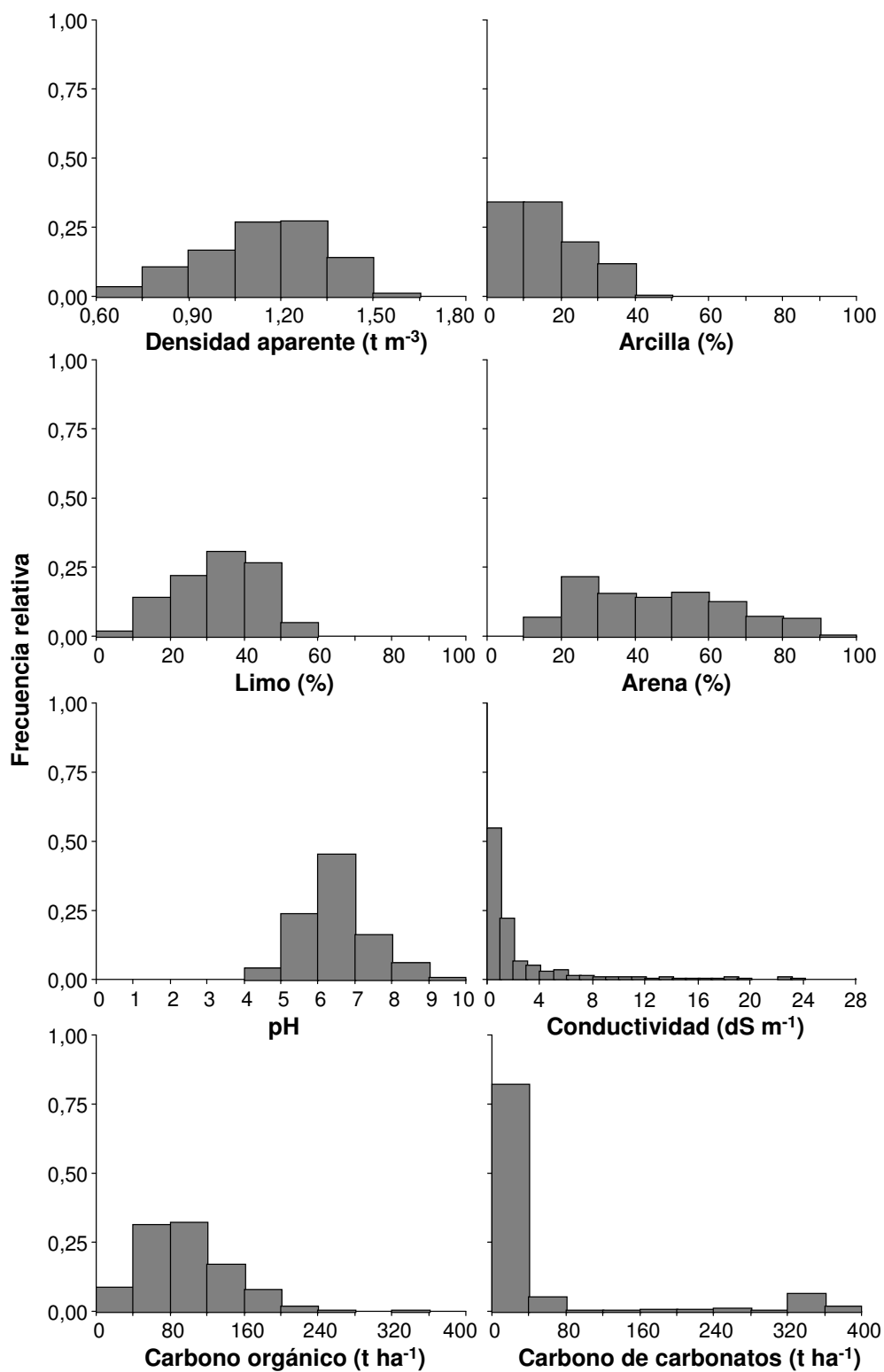


Figura 3.1: Distribución de frecuencias de densidad aparente, contenidos de arcilla, limo y arena, pH, conductividad eléctrica y contenidos de carbono orgánico e inorgánico de 0 a 100 cm o hasta la tosca (n = 386).

Características de la tosca

Las muestras de tosca recolectadas en el Sudeste Bonaerense tuvieron una consistencia más porosa y densidades aparentes menores ($1,9 \text{ t m}^{-3}$) que las muestras del Oeste Pampeano, que eran más compactas y con densidades aparentes de $2,3 \text{ t m}^{-3}$. La densidad media de la tosca fue de $2,1 \text{ t m}^{-3}$. No se encontró carbono orgánico en las muestras de tosca y el contenido de carbono de carbonatos fue de 6,35 %. Más del 50 % de la tosca estaba constituido por carbonatos.

Densidad aparente

Con el promedio de las 9 muestras de tosca se estimó la densidad aparente de 56 sitios que tenían tosca y no se muestreó esa capa. Para los 386 sitios de la Región Pampeana, se encontró que la densidad aparente fue de $1,29 \text{ t m}^{-3}$ en promedio hasta 1 metro de profundidad. La misma aumentó con la profundidad, desde $1,18 \text{ t m}^{-3}$ en superficie, un 8%, 4% y 3% respecto a la capa inmediatamente superior, cada 25 cm hasta 1 metro.

Se detectó un efecto del uso sobre la densidad aparente de los suelos y que el mismo decrece a mayor profundidad. En la primera capa de suelo no hubo diferencias significativas entre los parques y las arboledas. Las pasturas, los lotes agrícolas y los bajos tuvieron densidades un 9 % mayor que los parques (Figura 3.2), no habiendo diferencias significativas entre ellos. La agricultura determinó un aumento de la densidad aparente hasta los 50 cm. No hubo efecto significativo de las arboledas con respecto a los parques en todo el perfil. Los bajos presentaron valores de densidad significativamente mayores que los parques hasta los 50 cm. No existieron diferencias entre las densidades de los lotes en fase agrícola o pastura, tanto en superficie como en profundidad (Figura 3.2). Las mismas diferencias encontradas con modelos mixtos se obtuvieron analizando los datos con Kruskal-Wallis.

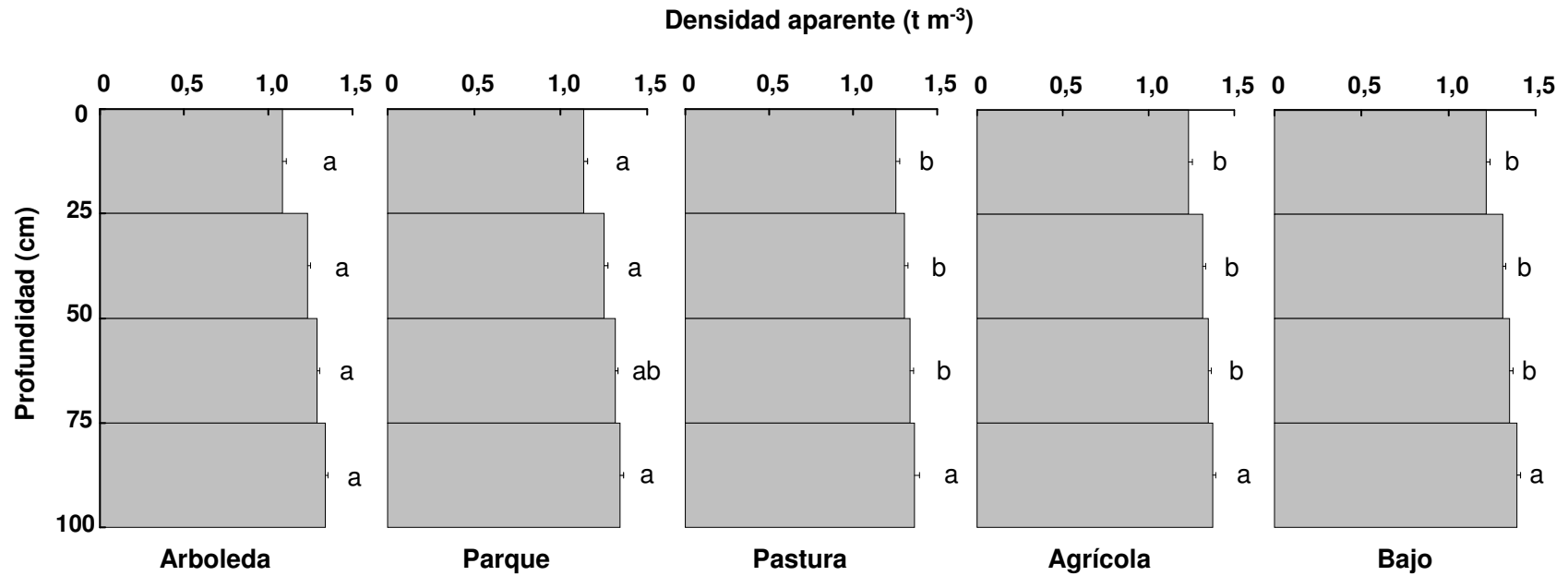


Figura 3.2: Densidad aparente de los suelos según el uso. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamientos por capa de suelo (Modelos mixtos, $P = 0,01$).

Textura

Los contenidos promedio de las fracciones texturales hasta 1 metro fueron: arcilla 17 %, limo 35% y arena 48%. En general, el contenido de arcilla fue mayor en el estrato entre los 25 y los 75 cm de profundidad. El contenido de limo tendió a ser menor en profundidad y el de arena no se encontraba estratificado en el perfil medio. Más de la mitad de las muestras analizadas fueron clasificadas como francas y franco arenosas (Figura 3.3).

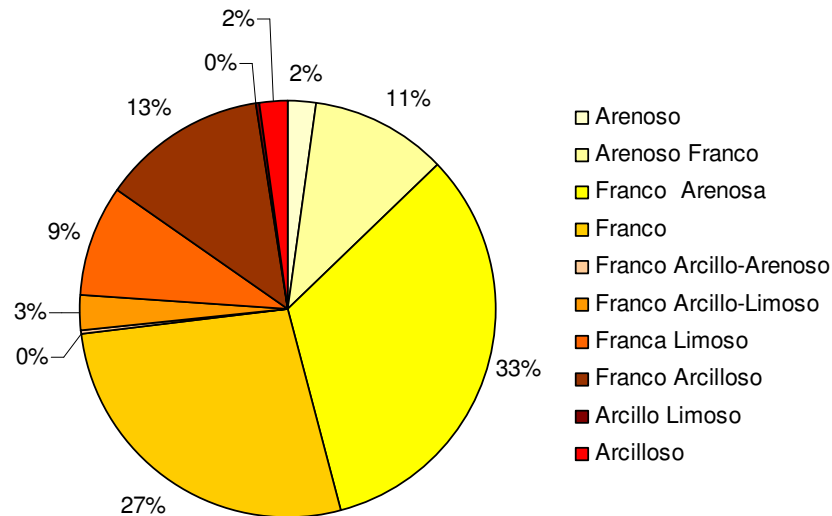


Figura 3.3: Clasificación textural de las muestras de suelo y su proporción sobre el total (n=1485).

En el primer estrato de suelo, los sitios agrícolas y los bajos presentaron contenidos significativamente mayores de arcilla que los parques (Figura 3.4), pero las diferencias fueron, en general, no mayores a 3 %. Las arboledas y las pasturas no tuvieron diferencias con los parques. En el estrato de 25 a 50 cm los bajos y los lotes agrícolas sólo tuvieron contenidos significativamente mayores que las arboledas, sin diferir de los otros tipos de uso. Por debajo de los 50 cm, no hubo diferencias en el porcentaje de arcilla entre los tratamientos (Figura 3.4). Usando Kruskal-Wallis se encontraron las mismas diferencias significativas en la primera capa de suelo que utilizando modelos mixtos. Debajo de los 25 cm de profundidad no se encontraron diferencias entre los tratamientos.

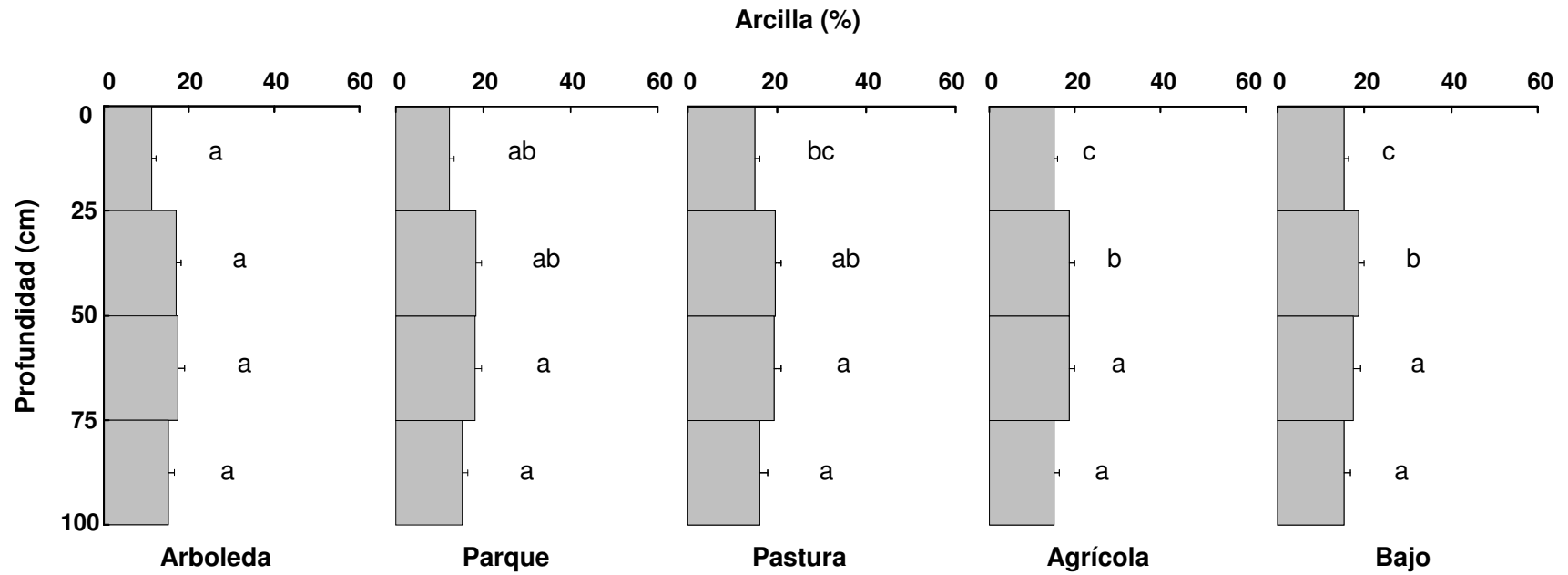


Figura 3.4: Porcentaje de arcilla de los suelos según el uso. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamientos por capa de suelo (Modelos mixtos, $P = 0,01$).

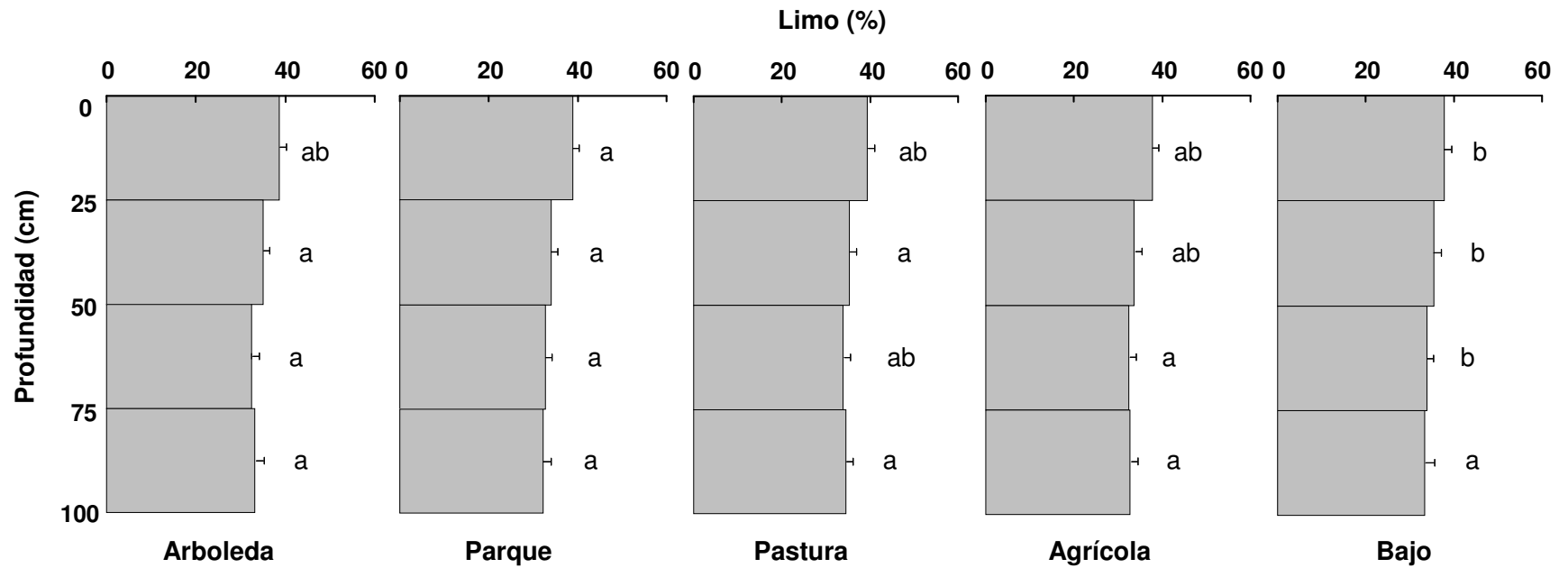


Figura 3.5: Porcentaje de limo de los suelos según el uso. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamientos por capa de suelo (Modelos mixtos, $P = 0,01$).

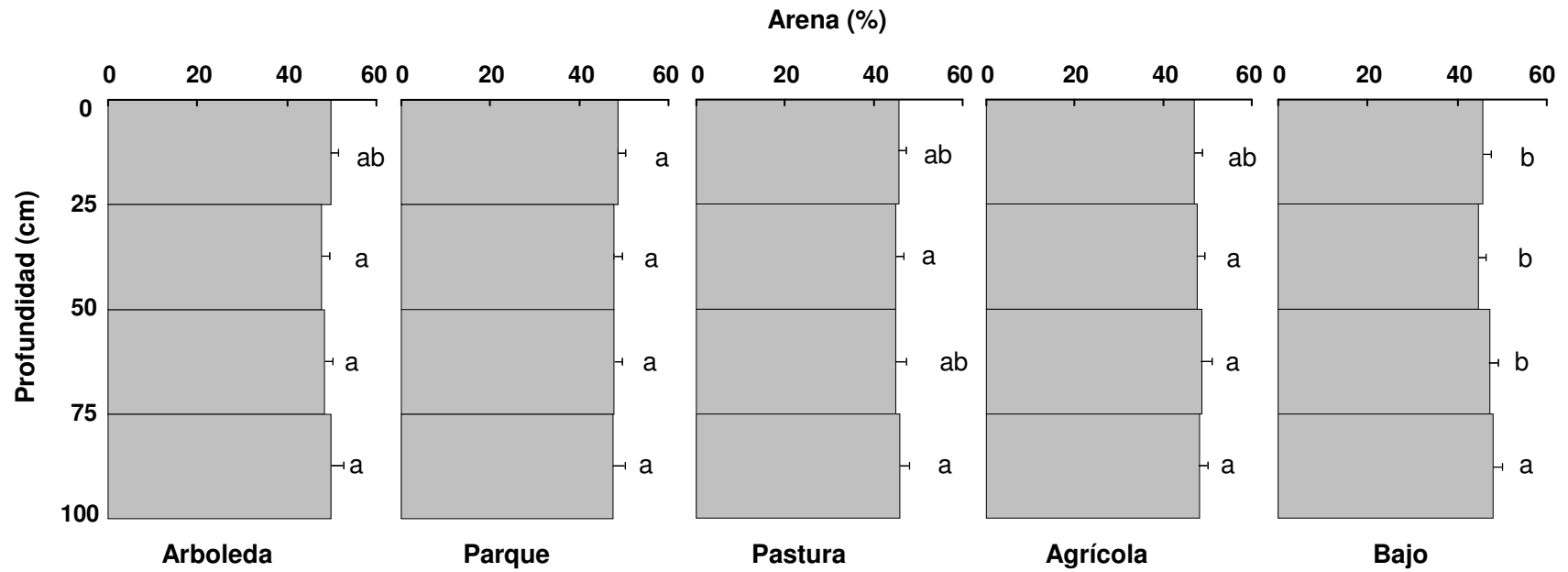


Figura 3.6: Porcentaje de arena de los suelos según el uso. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamientos por capa de suelo (Modelos mixtos, $P = 0,01$).

pH

Los resultados obtenidos muestran que, en promedio, los suelos tuvieron un pH de 6.5 aumentando levemente a mayor profundidad. Se realizó una regresión del pH con la profundidad, y el aumento estimado fue de 0,06 puntos de pH cada 10 cm ($P = 0,05$). El pH de los suelos presentó una correlación significativa y positiva con otras variables. A mayor concentración de carbonato y a mayor conductividad eléctrica mayor fue el pH de los suelos (Figura 3.7), aunque el coeficiente de determinación es bastante bajo.

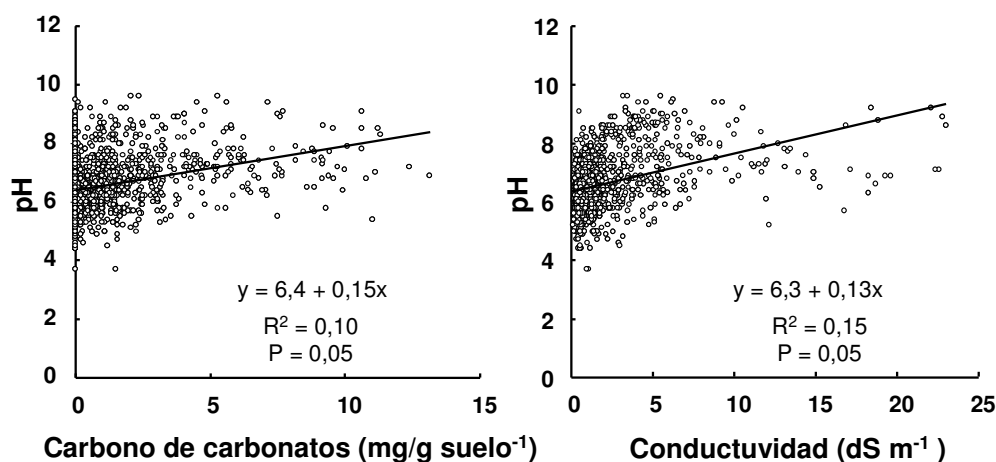


Figura 3.7: Relación entre el pH y el carbono de carbonatos y conductividad eléctrica en la capa de suelo. (n=1490)

Se encontró que la vegetación tiene efecto sobre el pH. Las arboledas tendieron a disminuir el pH de los suelos y las diferencias con los parques fueron encontradas hasta los 75 cm de profundidad. Por otro lado, los bajos tuvieron pH más alcalinos y las diferencias con los otros tratamientos fueron encontradas hasta 1 metro de profundidad. No se encontraron evidencias de acidificación de los suelos por el uso agrícola. No hubo diferencias de pH entre los suelos de los parques, los lotes agrícolas o las pasturas (Figura 3.8). Los mismos resultados se encontraron al utilizar Modelos mixtos o Kruskal-Wallis para el análisis.

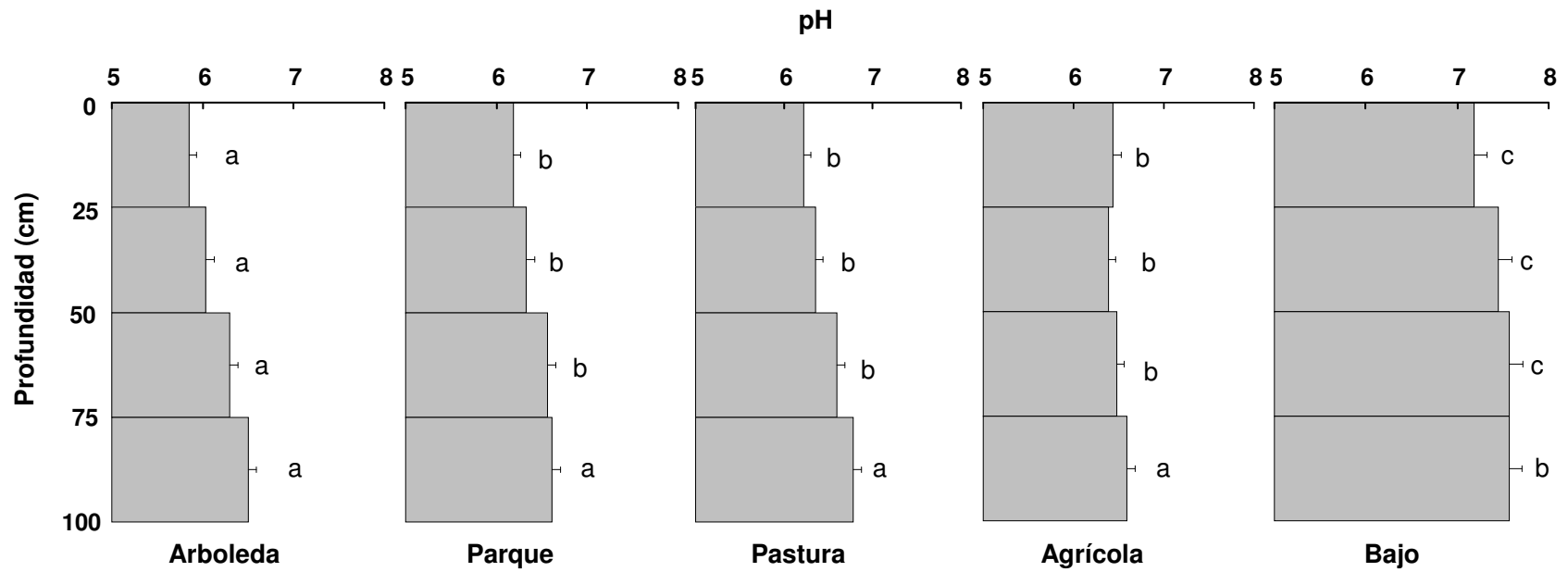


Figura 3.8: pH según el uso del suelo. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamientos por capa de suelo (Modelos mixtos, $P = 0,01$).

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica promedio de los suelos no cultivados fue de $1,3 \text{ dS m}^{-1}$. Los suelos agrícolas y las pasturas tuvieron conductividades promedio de $0,9$ y $1,1 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente, las arboledas $2,2 \text{ dS m}^{-1}$ y los bajos $5,5 \text{ dS m}^{-1}$, con algunos valores muy altos.

Se encontró efecto del uso y de la vegetación sobre la conductividad eléctrica de los suelos. En el primer estrato, las arboledas tuvieron valores de conductividad eléctrica un 50 % mayor que la de los parques ($P = 0,05$), y los bajos, conductividades 5 veces mayores ($P = 0,05$). En cambio, entre los lotes agrícolas y las pasturas no se encontraron diferencias con los parques (Figura 3.9) en ese estrato de suelo. Tanto arboledas como bajos tuvieron conductividades mayores que el resto de las situaciones y esas diferencias se detectaron hasta 1 metro de profundidad. Los bajos, a su vez, tuvieron conductividades mayores que las arboledas en los primeros 50 cm. Las pasturas no se diferenciaron significativamente de los parques y los lotes agrícolas en todo el perfil (Figura 3.9). En profundidad, los lotes bajo agricultura se diferenciaron de los parques. Por debajo de los 50 cm los lotes agrícolas tuvieron conductividades eléctricas un 50 % menores.

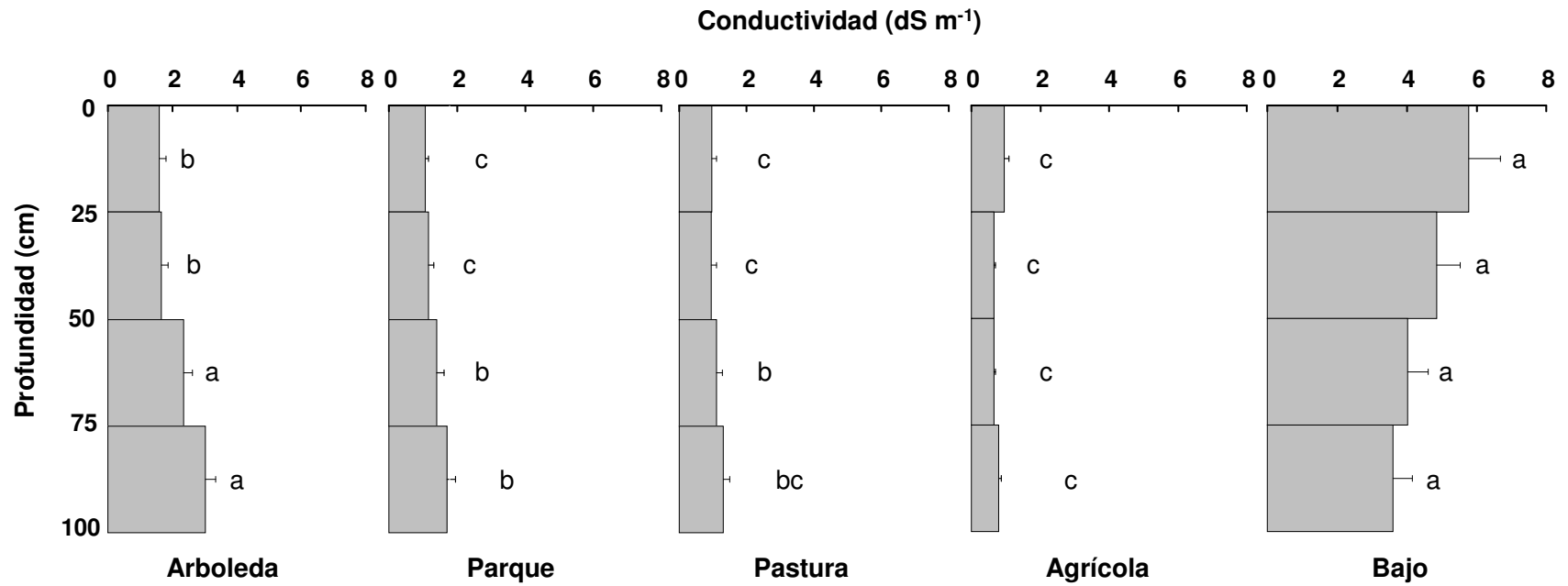


Figura 3.9: Conductividad eléctrica del suelo según el uso. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamiento por capa de suelo (Kruskal Wallis, $P = 0,05$).

Carbono orgánico

Para los 386 sitios de la Región Pampeana muestreados, el contenido de carbono orgánico promedio fue 99 t ha^{-1} hasta el metro de profundidad, encontrándose el 47 % en los primeros 25 cm de los suelos (Figura 3.10).

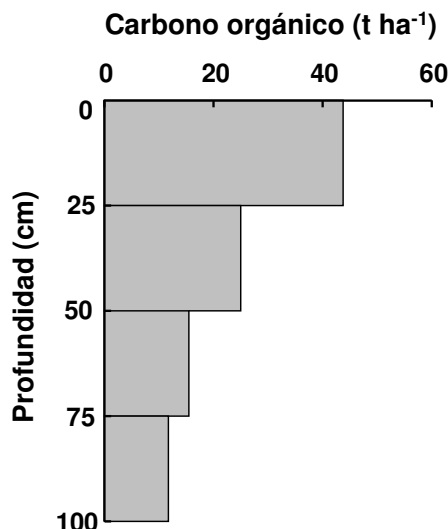


Figura 3.10: Contenido de carbono orgánico promedio de 386 sitios de la Región Pampeana.

Se hallaron diferencias en los contenidos de carbono orgánico entre los tipos de uso del suelo (Figura 3.11). Los contenidos de carbono orgánico hasta 1 m de profundidad se ordenaron de la siguiente manera según el tipo de uso: las arboledas tienen secuestrado en promedio 131 t ha^{-1} , los parques 101 t ha^{-1} , las pasturas 90 t ha^{-1} , los lotes agrícolas 86 t ha^{-1} y los bajos 70 t ha^{-1} . Las arboledas tienen un 30 % más de carbono que los parques en todo el perfil y no estuvo asociado al tipo de plantación (Eucalipto, conífera o caducifolia), las pasturas 10% menos, los lotes agrícolas contienen 15% menos y los bajos 30% menos.

El efecto de las arboledas de aumentar los contenidos de carbono de los suelos, fue mayor a mayor profundidad. En el último estrato aumentaron los contenidos de carbono en un 60 % respecto a los parques ($P = 0,01$) (Figura 3.11). En el primer estrato de suelo, los sitios cultivados tuvieron un 20 % menos de carbono orgánico que los parques ($P = 0,01$). El efecto de la agricultura fue disminuir los contenidos de carbono hasta los 50 cm y, en promedio, la reducción fue de un 15%. Los bajos presentaron contenidos un 30 % menor que los parques hasta los 75 cm. No existieron diferencias significativas entre los lotes en fase agrícola o pastura, tanto en superficie como en profundidad. Los mismos resultados obtenidos por modelos mixtos se obtuvieron cuando se usó Kruskal-Wallis. Cuando se contrastó la concentración de carbono orgánico (mg C g suelo^{-1}) en lugar de masas de carbono se obtuvieron los mismos resultados (Datos no presentados).

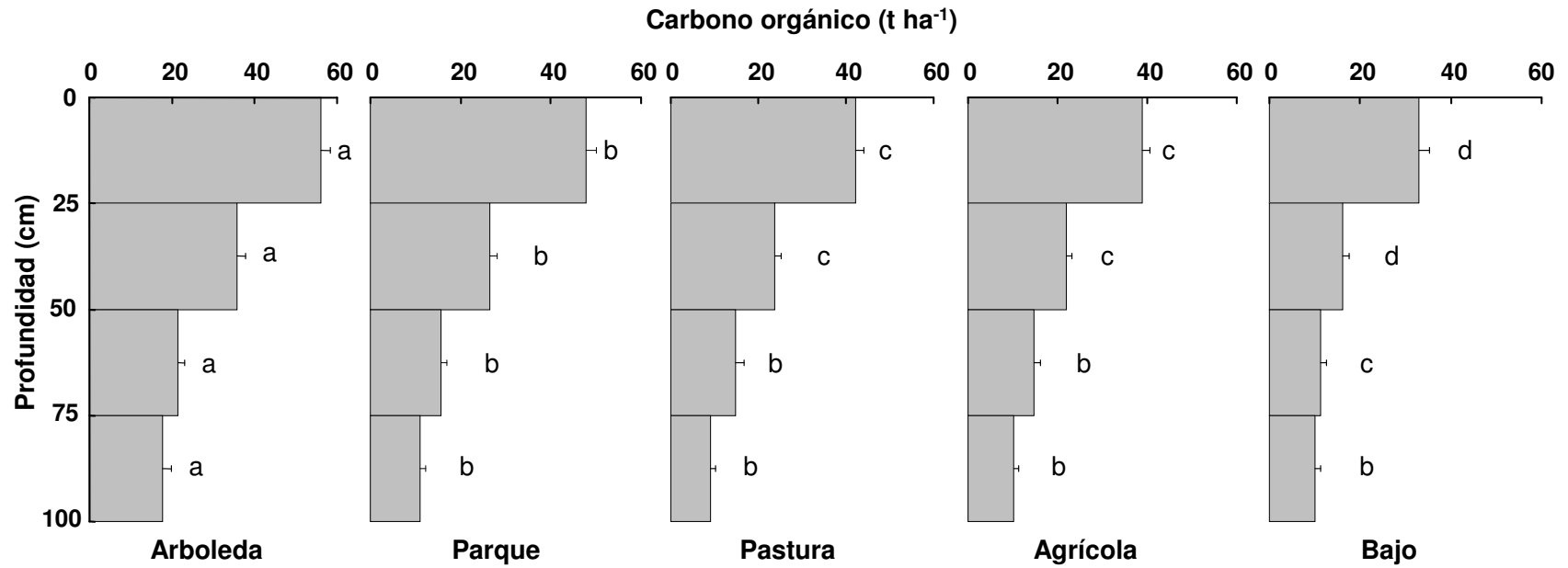


Figura 3.11: Carbono orgánico del suelo según el uso. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamientos por capa de suelo (Modelos mixtos, $P = 0,01$).

La adaptación de la ecuación de Poulton *et al.* (2003) (Ecuación 2.3) para la transformación de los datos a masa acumulada de suelo, tuvo un buen desempeño para imitar el carbono medido según lo que se observa en la Figura 3.12, siendo que este método asume que las transiciones entre los datos son lineales.

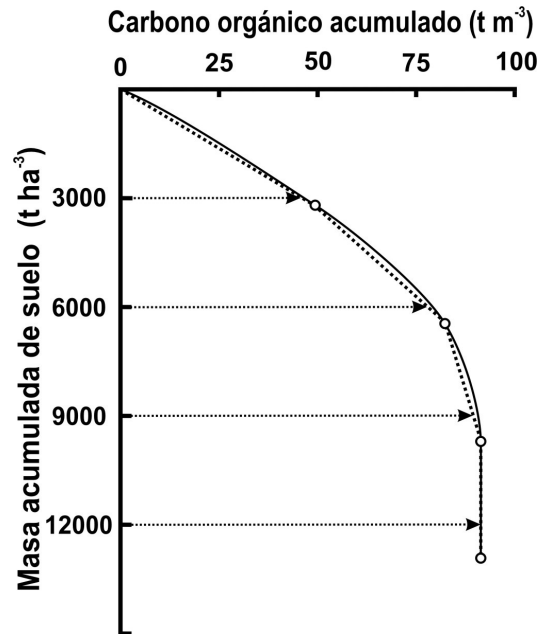


Figura 3.12: Comparación entre los datos de carbono orgánico acumulado medidos en un perfil elegido al azar (—) y su estimación utilizando la metodología de Poulton *et al.* (2003). (.....)

La Figura 3.12 muestra que el error (observado-estimado) es menor cuando las estimaciones se realizan a valores de masa de suelo cercana a la masa de suelo medida, sobre todo en las primeras capas del perfil, donde la acumulación de carbono tiene una mayor curvatura.

Otra metodología utilizada fue el modelo potencial. Con los parámetros de estas funciones fue posible estimar el carbono acumulado a la misma masa acumulada de suelo para casi todos los casos. Si bien estos modelos tuvieron ajustes significativos, en muchos casos se notó una tendencia a sobreestimar en las capas de suelo más superficiales y las más profundas, mientras que se observó una tendencia a la subestimación en las capas intermedias (Figura 3.13).

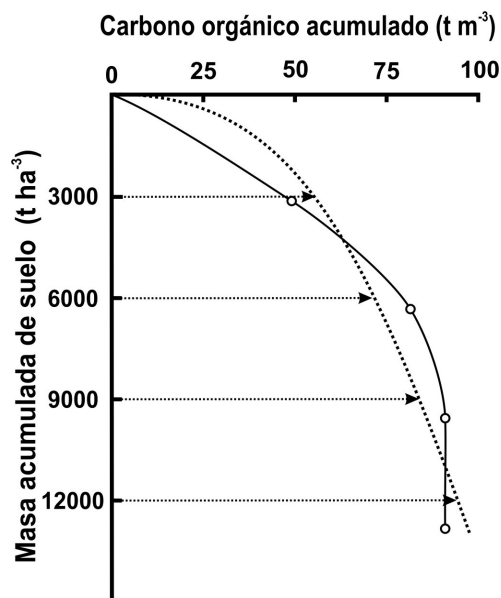


Figura 3.13: Comparación entre los datos de carbono orgánico acumulado medidos en un perfil elegido al azar (—) y su estimación utilizando el modelo potencial $Y = A * m^B$ (.....).

Finalmente se utilizaron las funciones splines para estimar los contenidos de carbono a las masas equivalentes de suelo (Figura 3.14). Las funciones splines lograron resolver los problemas de las anteriores metodologías. Por un lado, se obtuvieron transiciones curvas y más suaves entre las capas que el modelo de Poulton *et al.* (2003) y también se resolvió el problema de falta de ajuste del modelo potencial en algunos casos.

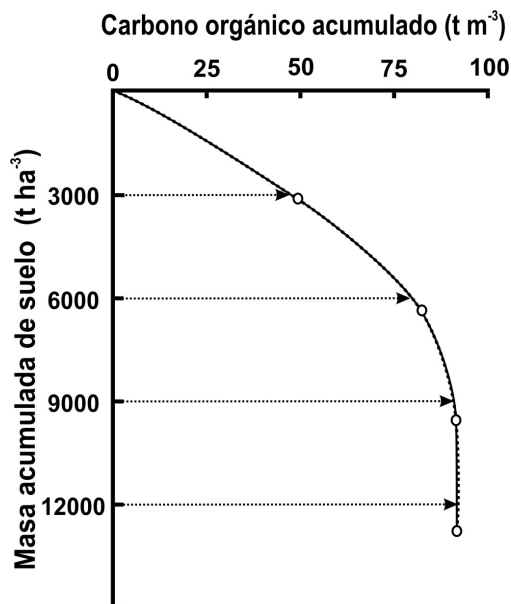


Figura 3.14: Comparación entre datos de carbono orgánico acumulado medidos en un perfil elegido al azar (—) y su estimación utilizando funciones splines (.....).

La comparación lógica de las Figuras 3.12, 3.13 y 3.14 muestra que las splines se ajustan mejor que el modelo de Poulton *et al.* (2003) y éste mejor que el modelo potencial. Por otro lado se compararon observados vs. predichos (Figura 3.15) demostrando nuevamente que las splines se adaptan bien a los datos, en segundo lugar el modelo potencial y por último el modelo de Poulton *et al.* (2003).

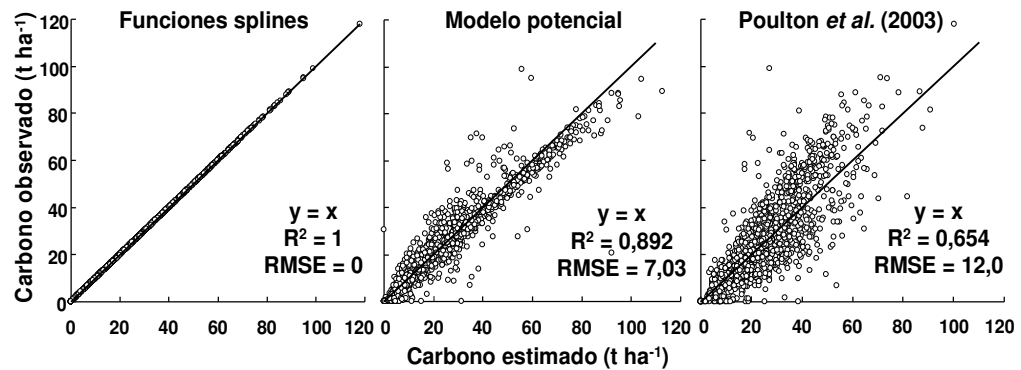


Figura 3.15: Estimaciones de carbono orgánico por estrato ($t\ ha^{-1}$) realizadas con funciones splines, modelo potencial y Poulton *et al.* (2003) vs. el carbono observado.

Por ser las funciones splines las que tuvieron menor RMSE ($P = 0,05$) y mayor R^2 ($P = 0,05$), es que fueron las utilizadas para estimar el carbono orgánico a masa acumulada de suelo.

Las diferencias significativas obtenidas usando masa de suelo acumulada (Figura 3.16) fueron las mismas que usando profundidad fija. En la primera capa de suelo ($0-3000\ t\ ha^{-1}$), las arboledas tuvieron un 16 % más de carbono orgánico que los parques, los sitios cultivados (agrícolas y pasturas) y los bajos tuvieron un 21 % y un 36 % menos de carbono respectivamente ($P = 0,01$). Las arboledas aumentaron los contenidos de carbono en todo el perfil, y su efecto fue mayor a mayor masa de suelo, llegando en el último estrato a tener diferencias cercanas al 40%. El efecto de los cultivos fue disminuir los contenidos de carbono en un 20 % hasta las $6000\ t\ ha^{-1}$ y el de los bajos de disminuir un 35 % hasta las $9000\ t\ ha^{-1}$. Estos resultados obtenidos con masa equivalente fueron similares a los obtenidos a profundidad fija.

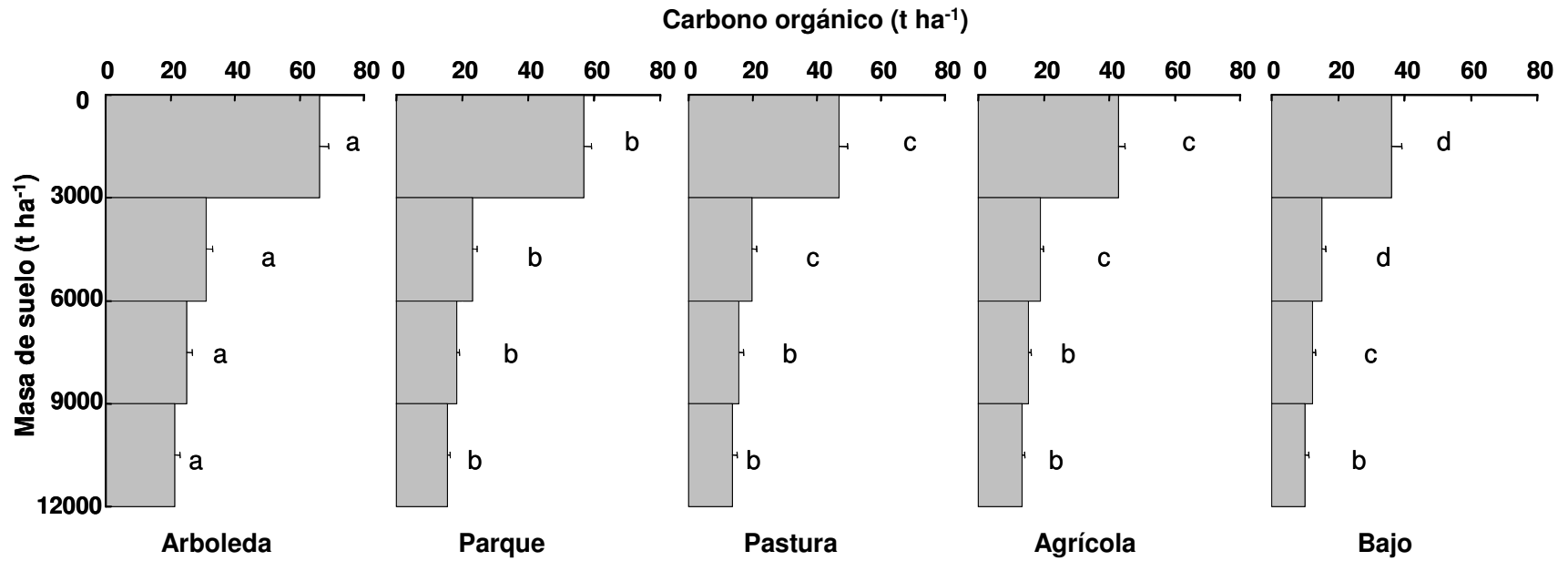


Figura 3.16: Contenido de carbono orgánico expresada en masa equivalente de suelo según el uso. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamiento por capa de suelo (Modelos mixtos, $P = 0,01$).

Si bien no hubo normalidad en la distribución de los contenidos de carbono cuando se analizó el conjunto de los datos, los resultados fueron diferentes cuando los análisis se realizaron por estratos de profundidad en los tratamientos (Figura 3.17).

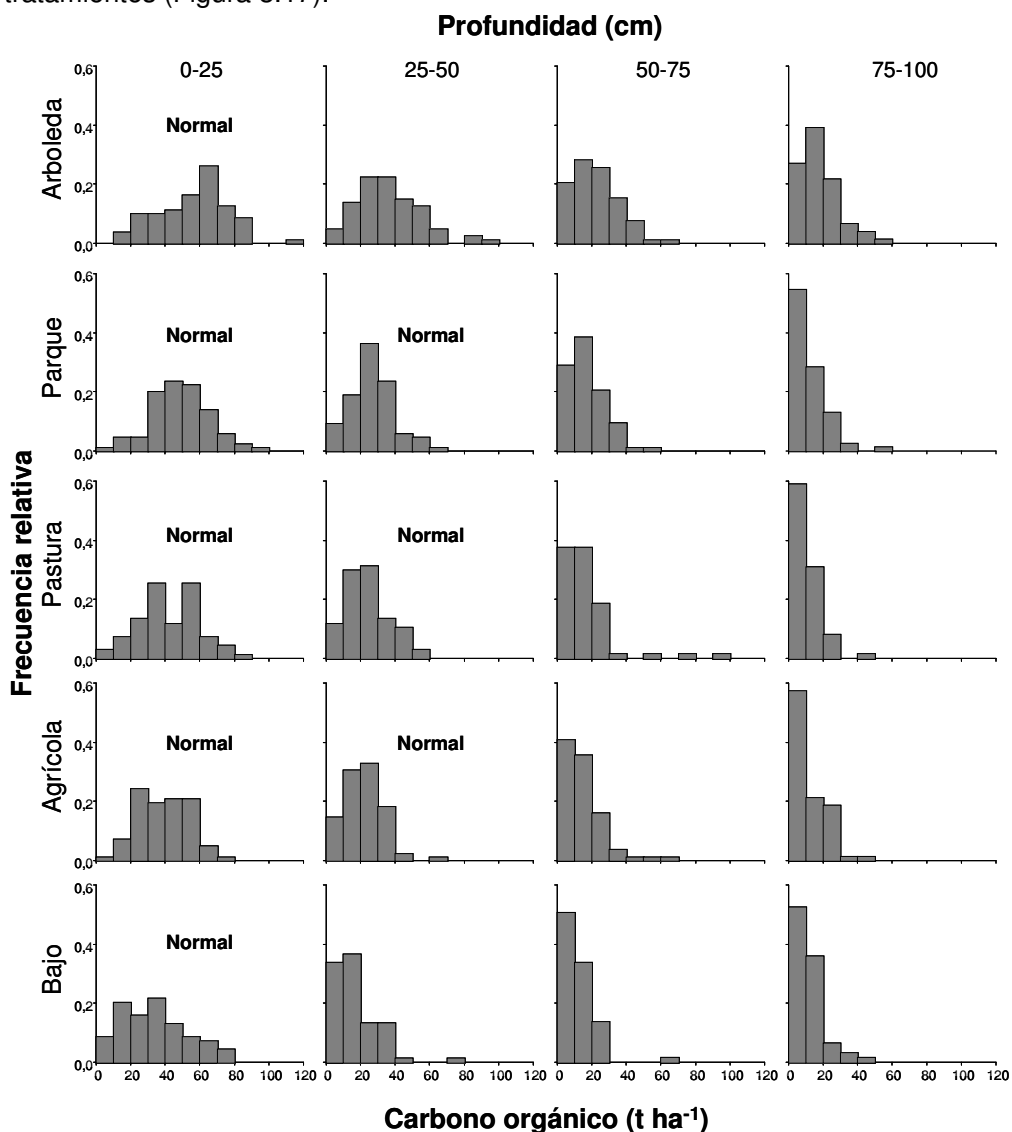


Figura 3.17: Distribución de frecuencias de los contenidos de carbono orgánico por estrato en 386 sitios. En los casos en que las distribuciones eran normales se indicó con la palabra Normal en la subfigura (Shapiro Wilks, $P = 0,05$).

Las subfiguras muestran que en las primeras capas la mayor proporción de las muestras se ubicaron en valores medios de carbono. En cambio, en las capas más profundas, la mayoría de los sitios tuvieron valores bajos de carbono. Los tests de normalidad realizados indicaron que la distribución de frecuencias de los contenidos de carbono eran normales en las primeras capas del suelo, pero no lo fueron en las capas más profundas (Figura 3.17).

Carbono de carbonatos

El contenido de carbono de carbonatos promedio fue de 50 t ha^{-1} para los 386 sitios. Este valor representa un 35% del carbono total encontrado en los suelos. En algunos suelos someros de la Región Semiárida llegó a representar el 80% del carbono total. En general, los mayores contenidos se encontraron en la Región Semiárida y en la Pampa Austral, pero también pudo encontrarse con frecuencia la presencia de carbonatos en los bajos de las subregiones pampeanas húmedas.

El carbono de carbonato se encontró estratificado en forma inversa al carbono orgánico, llegando en el último estrato del suelo (75-100 cm) a representar en promedio el 80 % del carbono total (Figura 3.18).

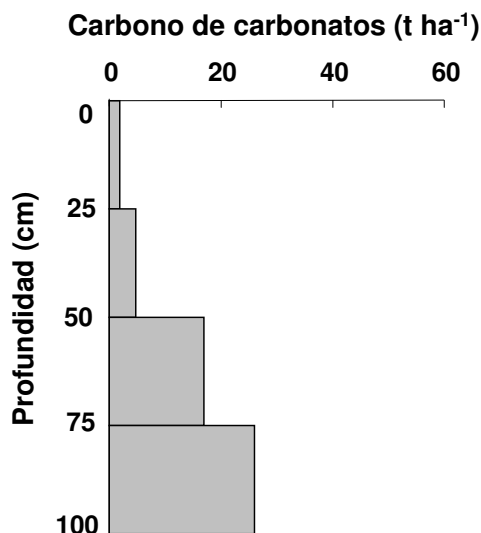


Figura 3.18: Contenido de carbono en carbonatos, 386 sitios de la Región Pampeana.

Los contenidos de carbono de carbonato hasta 1 m de profundidad se ordenaron de manera inversa a la del carbono orgánico según el tipo de uso: los bajos tienen secuestrado en promedio 55 t ha^{-1} , los lotes agrícolas 53 t ha^{-1} , las pasturas 53 t ha^{-1} , los parques 46 t ha^{-1} y las arboledas 44 t ha^{-1} . Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas.

En el primer estrato de suelo los contenidos de carbono de carbonatos fueron iguales para los bajos, las pasturas, las arboledas y los parques. Los lotes agrícolas tuvieron contenidos significativamente menores pero que no fue diferente a los parques, teniendo $1,4 \text{ t ha}^{-1}$ de carbono de carbonatos. En profundidad no hubo diferencia entre ninguno de los tratamientos (Figura 3.19).

Los errores estándar de los contenidos de carbono de carbonatos aumentaron con la profundidad (Figura 3.19). Debido a los amplios rangos de variación de los contenidos de carbono de carbonatos, no se encontró efecto del uso sobre los contenidos de carbono de carbonatos.

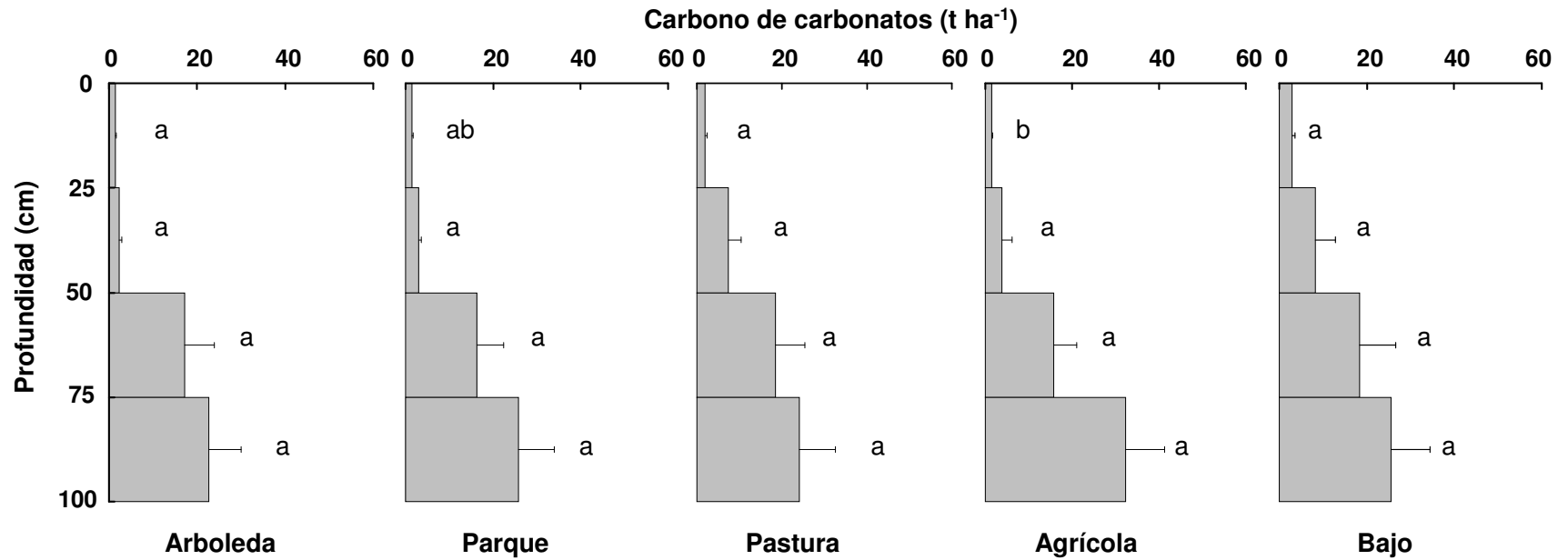


Figura 3.19: Contenido de carbono de carbonatos según el uso del suelo. Las barras representan un error estándar y las letras, diferencias significativas entre los tratamiento por capa de suelo (Kruskal Wallis, $P = 0,05$).

Regionalización de los contenidos de carbono

Los contenidos de carbono orgánico y de carbonatos fueron diferentes según las zonas muestreadas (Figura 3.20). Si bien la Pampa Austral tuvo similares contenidos de carbono orgánico que la Pampa Ondulada, tuvo 20 veces mas contenido de carbonatos. La Región Semiárida tuvo los menores contenidos de carbono orgánico y contenidos de carbonatos variables, que en promedio son 3 veces menores a la Pampa Austral considerando el primer metro de suelo.

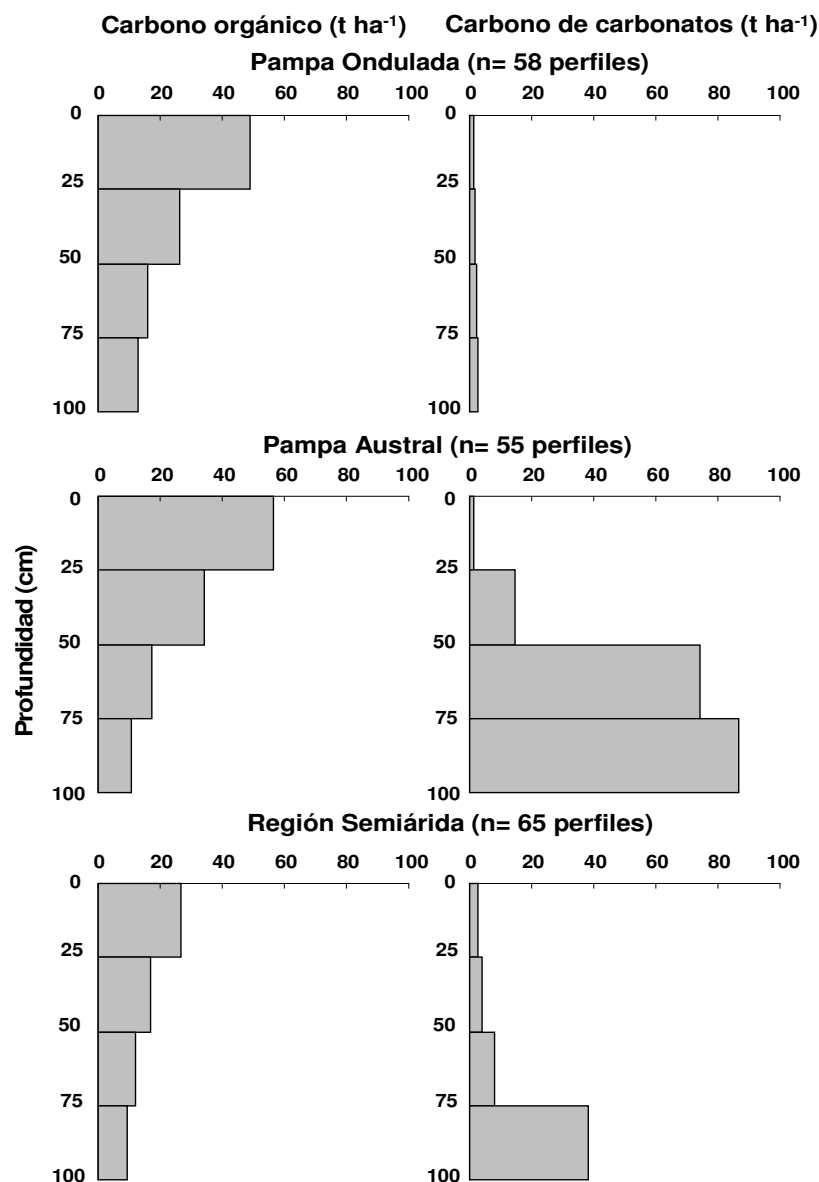


Figura 3.20: Contenido de carbono orgánico y de carbonatos según subregiones.

La prueba de efectos fijos del modelo mixto mostró que el tipo de suelo tuvo un efecto significativo en el modelo estadístico. Sin embargo la interacción suelo*tratamiento no fue significativa. Al no ser significativa la interacción se comparan las medias de los tratamientos para todos los tipos de suelo. Utilizando el efecto fijo del tipo de suelo se obtuvieron resultados similares a los reportados en la Figura 3.11. Las arboledas aumentaron los contenidos de carbono hasta un metro y el efecto de los cultivos fue de reducir el carbono hasta los 50 cm. Se presentan a continuación los promedios de los tratamientos por tipo de suelo (Figura 3.21).

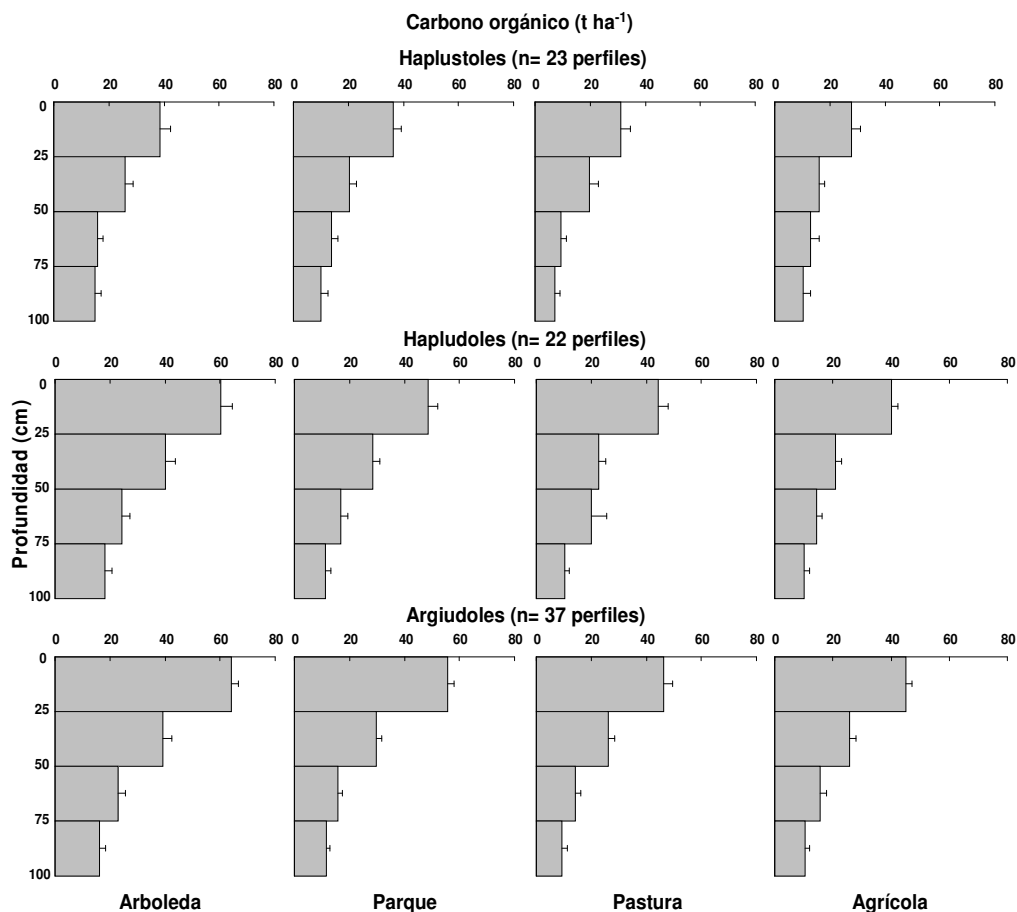


Figura 3.21: Contenido de carbono orgánico según el uso del suelo y tipos de suelos. Las barras representan un error estándar.

Modelización de la distribución del carbono en profundidad

Los modelos evaluados para caracterizar matemáticamente la distribución de carbono en profundidad tuvieron un buen desempeño (Tabla 3.2).

Tabla 3.2: Desempeño de las funciones utilizadas para describir la distribución del carbono con la profundidad.

Modelo	Ecuación	Parámetro (prom)		Casos signif. (%)	R ² (prom)
		A	B		
Anti log-log, acumulado	$y = d^B * e^A$	4,5	0,56	98,7	0,99
Potencial, acumulado	$y = A * d^B$	104	0,56	98,7	0,99
Mitscherlich, acumulado	$y = A (1 - e^{(-B d)})$	849,9	2,65	98,4	0,99

Los tres modelos ajustaron, en general, muy bien a los datos de masa acumulada de carbono orgánico de los suelos, describiendo el patrón de acumulación de carbono en profundidad en el 99 % de los perfiles. Finalmente, fue elegido el modelo potencial porque los parámetros tienen un significado físico. El parámetro *A* tiene relación con el carbono acumulado hasta 1 metro y el parámetro *B* describe la tasa de acumulación de ese carbono en profundidad.

Los parámetros del modelo potencial fueron comparados entre tipos de uso del suelo (Tabla 3.3). El parámetro *A* del modelo potencial fue significativamente mayor en las arboledas, el parámetro *A* de los parques también se diferenció del resto de los tratamientos. Los lotes agrícolas y las pasturas tuvieron el mismo parámetro y el de los bajos fue el menor. Además, el parámetro *A* resultó un muy buen estimador del contenido de carbono acumulado hasta 1 metro (Figura 3.22).

El parámetro *B* del modelo potencial tuvo un amplio rango de variación y los promedios de los parámetros por tipos de uso fueron muy similares (Tabla 3.3), los valores *P* de la prueba estadística fueron mucho mayores que el nivel de significancia por lo que no hubo diferencias significativas entre los tratamientos. El tipo de vegetación y el uso afectaron la masa de carbono acumulada en el suelo pero no su distribución en profundidad.

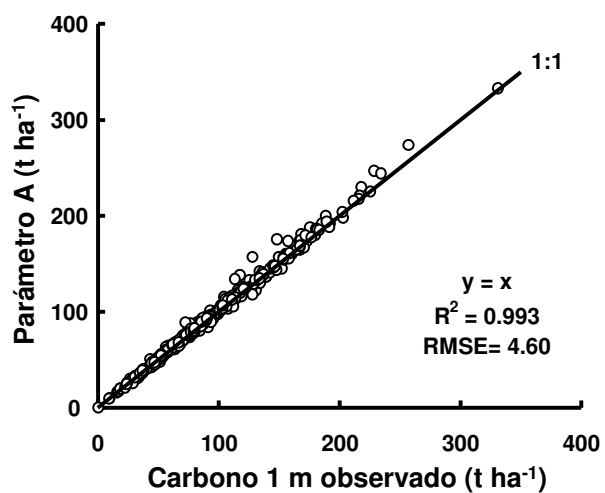


Figura 3.22: Relación entre la masa de carbono acumulada hasta 1 metro medida y el parámetro A del modelo potencial para 357 perfiles sin tosca en que dicho modelo ajustó significativamente ($P = 0,05$).

Tabla 3.3: Parámetros y ajustes del modelo potencial en la descripción de perfiles de carbono orgánico según el tipo de vegetación. Valores seguidos por la misma letra en la misma columna, no son diferentes (Modelos mixtos, $P = 0,01$)

Tipo de vegetación	n	Parámetro A promedio	Parámetro B			R^2 mínimo	Casos significativos (%)
			mín.	promedio	máx.		
Arboleda	80	142 a	0,24	0,60 a	1,19	0,93	99%
Parque	85	109 b	0,09	0,53 a	1,13	0,94	100%
Pastura	69	97 c	0,13	0,52 a	1,05	0,95	94%
Agrícola	82	94 c	0,06	0,56 a	1,65	0,93	100%
Bajo	70	76 d	0,06	0,59 a	1,58	0,92	97%

Utilizando el modelo potencial, la masa de carbono medida en el estrato 0-25 cm y el parámetro B promedio del set de datos usado para *training* fue posible estimar el contenido de carbono acumulado hasta 1 m de profundidad en el set de validación, con un grado de ajuste moderado (Figura 3.23). No existieron diferencias significativas ($P = 0,05$) entre ambos sets en el R^2 y el RMSE. Este último fue equivalente al 20 % de la media. La ordenada de la regresión de datos observados vs. estimados no difirió de 0 y la pendiente de 1 ($P = 0,05$).

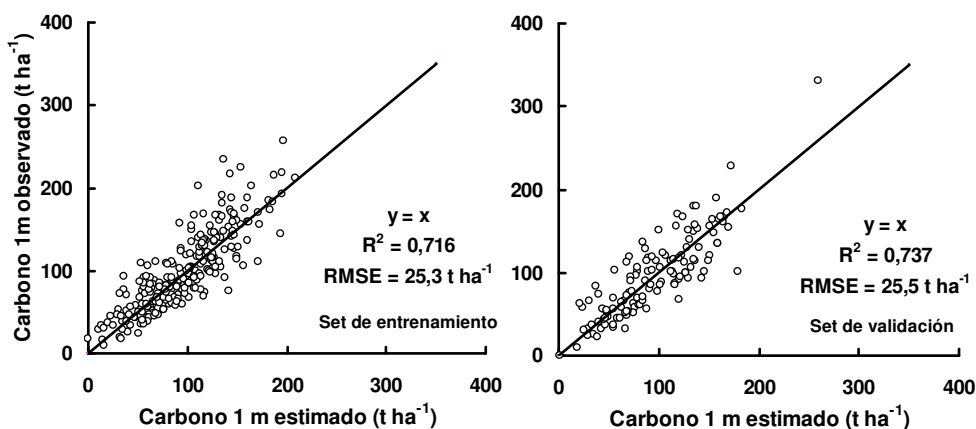


Figura 3.23: Carbono orgánico acumulado a 1 m de profundidad estimado con el modelo potencial, el carbono 0-25 cm y parámetro B ajustado al set de entrenamiento.

Se utilizaron también redes neuronales para estimar los contenidos de carbono en profundidad usando variables edáficas superficiales, variables climáticas y los tipos de uso como entradas. Se generó un modelo que utilizó como variables de entrada el tipo de uso (categórica), la temperatura media anual del sitio, la precipitación anual, la presencia o no de tosca en el perfil, el porcentaje de arcilla y limo y el contenido de carbono de la primera capa de suelo (0-25 cm). No existieron diferencias significativas ($P = 0,05$) entre el set de entrenamiento y el set de validación en el R^2 y el RMSE. Este último fue equivalente al 20 % de la media. La ordenada de la regresión de datos observados vs. estimados no difirió de 0 y la pendiente de 1 ($P = 0,05$). La red neuronal no logró mejorar el ajuste obtenido por el modelo potencial (Figura 3.24).

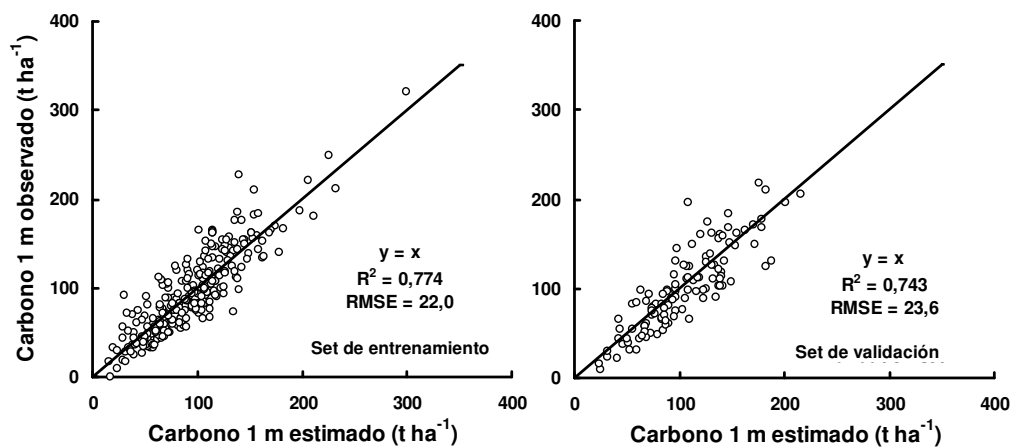


Figura 3.24: Carbono orgánico acumulado a 1 m de profundidad estimado con la red neuronal ajustada al set de entrenamiento.

Modelización de los contenidos de carbono de los suelos según tipo de uso y vegetación

Se examinó la asociación entre temperatura media y la precipitación del sitio con el carbono orgánico y de carbonatos, el pH, la conductividad eléctrica y las fracciones texturales por estrato de profundidad (Tabla 3.4). Las variables climáticas están asociadas positivamente entre sí. Las variables texturales estuvieron muy asociadas a las variables climáticas. Los sitios más cálidos y húmedos eran los que tenían mayores contenidos de arcilla y menores de arena. La asociación del carbono orgánico con las variables ambientales de clima y suelo, fue baja. La variabilidad del carbono orgánico estuvo más asociada a la profundidad que a otras variables. El índice climático que considera la precipitación anual media y la temperatura media anual precipitación/temperatura resultó estar más asociado al carbono orgánico que las otras variables climáticas (Figura 3.25).

El carbono de carbonatos correlacionó negativamente con las variables climáticas (Tabla 3.4), indicando que hubo más carbonato en los sitios de menor temperatura media y menor precipitación anual. Sin embargo, la regresión del carbonato con las variables climáticas tuvo un muy bajo ajuste, con un R^2 menor al 1% (Figura 3.25).

Tabla 3.4: Coeficientes de correlación de Pearson. Cuando la probabilidad no fue significativa se usó ns (P =0,05).

	Temp	Precip	Prof	DA	Corg(%)	Corg(t ha ⁻¹)	Cino(t ha ⁻¹)	Cino(%)	pH	Cond	Arcilla	Limo	Arena
Temperatura	1,00												
Precipitación	0,57	1,00											
Profundidad	0,00	0,00	1,00										
Densida aparente	0,16	-0,03	0,38	1,00									
C org (%)	-0,22	0,05	-0,59	-0,60	1,00								
C org (t ha⁻¹)	-0,15	0,09	-0,61	-0,44	0,96	1,00							
C ino (t ha⁻¹)	-0,23	-0,18	0,20	0,51	-0,05	-0,10	1,00						
C ino (%)	-0,06	-0,10	0,18	ns	-0,09	-0,12	0,48	1,00					
pH	-0,08	-0,29	0,18	0,18	-0,29	-0,30	0,16	0,32	1,00				
Conductividad	-0,08	-0,10	ns	ns	-0,05	-0,05	ns	0,16	0,36	1,00			
Arcilla	0,47	0,59	0,07	ns	ns	ns	ns	ns	-0,18	-0,07	1,00		
Limo	0,16	0,29	-0,14	-0,24	0,26	0,23	ns	0,08	-0,09	0,10	0,37	1,00	
Arena	-0,38	-0,53	ns	0,14	-0,13	-0,13	ns	-0,05	0,17	ns	-0,82	-0,83	1,00

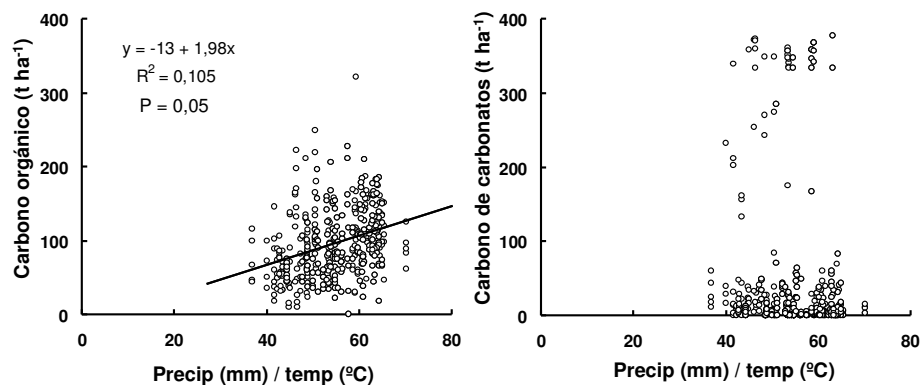


Figura 3.25: Relaciones entre los contenidos totales de carbono orgánico y de carbonatos con el índice climático Precipitación anual/temperatura media anual (Precip/temp). Cada figura corresponde a 386 sitios de la Región Pampeana.

Analizando los datos de cada tipo de uso por separado, se encontró que el mejor ajuste a las variables climáticas se produjo con el índice precipitación/temperatura (Figura 3.26). En todos los casos la relación con esta variable fue significativa y positiva, aunque el valor del R^2 es muy bajo en todos los casos.

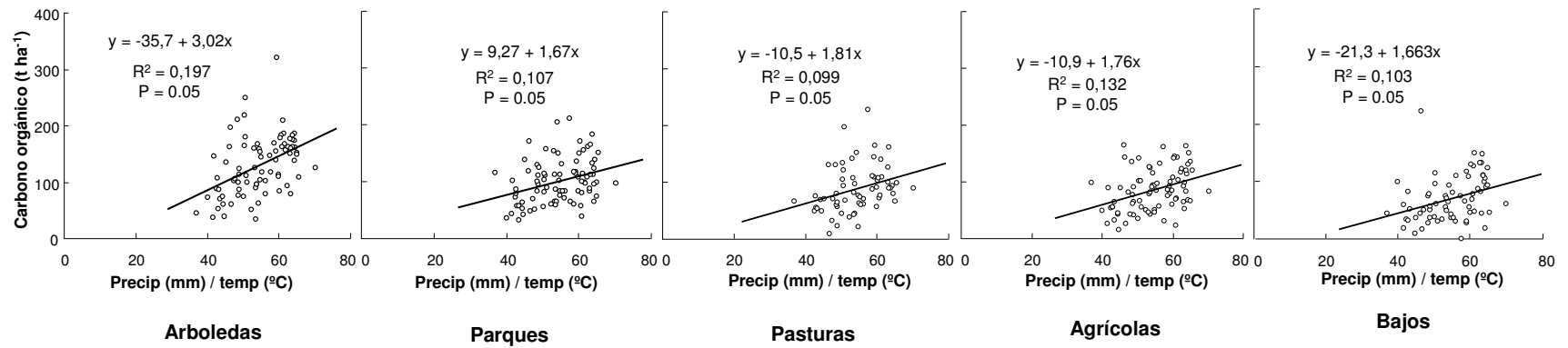


Figura 3.26: Contenido de carbono orgánico en función del índice climático precipitación anual/temperatura media anual (Precip/temp) y por tipo de uso del suelo.

El pH y la conductividad eléctrica también estuvieron relacionados con el gradiente climático, pero con respuestas distintas respecto al clima. El pH fue menor en sitios con alta precipitación y baja temperatura, y esa respuesta fue diferente para suelos bien drenados (arboledas, parques, pasturas y lotes agrícolas) que para los suelos de los bajos (Figura 3.27). La conductividad eléctrica en cambio no tuvo una tendencia clara con el clima, aunque, en general, los suelos bajos tuvieron mayores conductividades que los bien drenados (Figura 3.28).

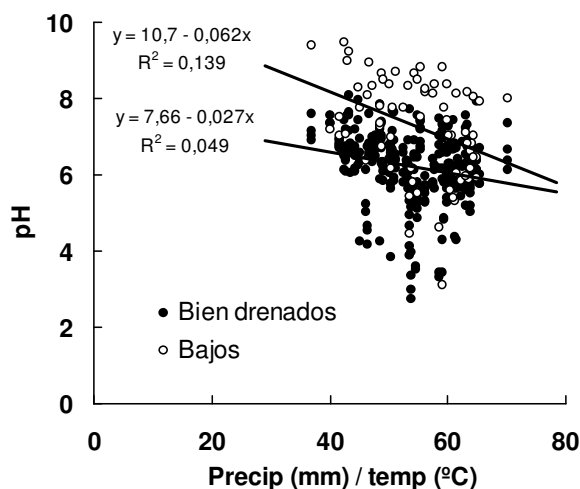


Figura 3.27: pH en función del índice climático precipitación anual/temperatura media anual (Precip/temp).

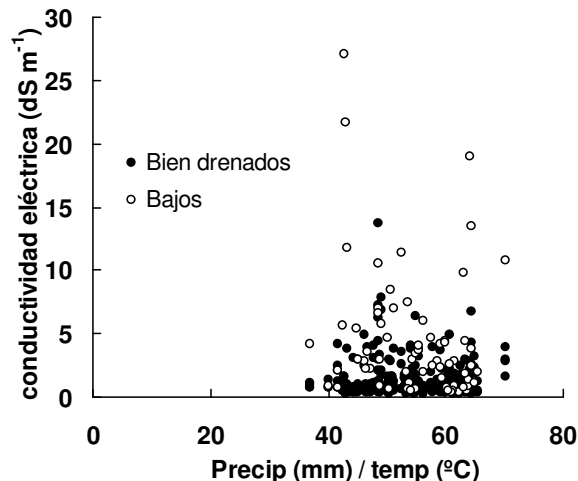


Figura 3.28: Conductividad eléctrica en función del índice climático precipitación anual/temperatura media anual (Precip/temp).

El pH pudo relacionarse, además, con el contenido de carbono orgánico de los suelos. A mayor contenido de carbono, menor fue el pH, y esta respuesta también fue diferente para suelos bien drenados que para bajos (Figura 3.29)

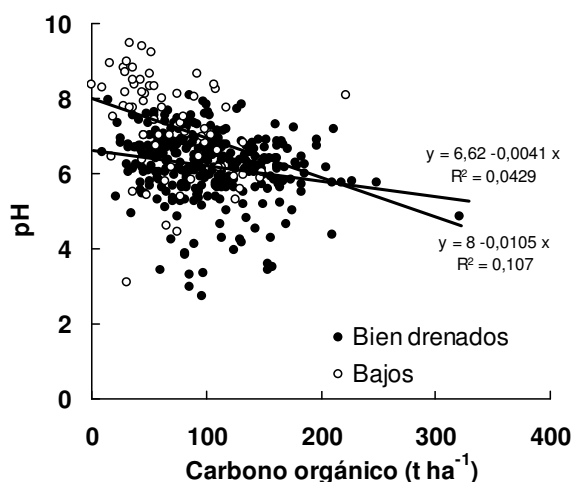


Figura 3.29: pH en función del contenido de carbono orgánico.

Los efectos lineales de la textura, el pH, la profundidad, las precipitaciones, la temperatura y el tipo de uso, así como los efectos curvilíneos de la textura y el clima sobre los contenidos de carbono por estrato de suelo, fueron significativos. El mejor ajuste entre los contenidos de carbono orgánico observados y estimados se logró con el siguiente modelo de regresión múltiple para distintas profundidades y tipos de uso del suelo:

$$\begin{aligned} \text{C orgánico} = & 585 - 51,2 T + 0,528 P - 5,74 P/T + 9,33 \text{ ARB} + 3,82 \text{ PQE} - 3,56 \\ & \text{BAJ} + 29,2 D_{0-25} + 12,05 D_{25-50} + 3,73 D_{50-75} - 2,09 \text{ pH} + 0,810 L - \\ & 0,00722 L^2 - 0,0192 P/T^2 + 0,597 T^2 - 0,00127 A+L^2 \end{aligned} \quad [3.1]$$

$$R^2 = 0,59 \quad P < 0,01$$

Donde:

C orgánico: es el contenido de carbono orgánico de la capa y para el tipo de uso considerados (t ha^{-1})

P: es la precipitación anual media (mm) del sitio

T: es la temperatura media anual ($^{\circ}\text{C}$) del sitio

ARB, PQE, BAJ: es el tratamiento considerado, para las arboledas, ARB vale 1 y PQE y BAJ valen 0; para los parques, PQE vale 1 y ARB y BAJ valen 0; para los bajos, BAJ vale 1 y ARB y PQE valen 0; para pasturas y agrícolas, ARB, PQE y BAJ valen 0.

D(x): es la capa de suelo considerada; para estimar a 0-25, D_{0-25} vale 1 y D_{25-50} y D_{50-75} valen 0; para 25-50, D_{25-50} vale 1 y D_{0-25} y D_{50-75} valen 0; para 50-75, D_{50-75} vale 1 y D_{0-25} y D_{25-50} valen 0; para 75-100 D_{0-25} , D_{25-50} y D_{50-75} valen 0.

pH: es el pH de la capa de suelo

L: es el contenido de limo (%) de la capa de suelo

A: es el contenido de arcilla (%) de la capa de suelo

P/T y A+L: son interacciones de las variables.

El modelo puede estimar aceptablemente los contenidos de carbono por estrato para distintas combinaciones de clima, uso y textura del suelo. La regresión de los valores observados vs. predichos tuvo una ordenada igual a 0 y una pendiente igual a 1 tanto en el set de entrenamiento como en el set de validación (Figura 3.30). El carbono del suelo incrementa con las precipitaciones y decrece con la temperatura, y altos contenidos de carbono son esperados en

suelos con altos contenidos de partículas finas. Esta ecuación propuesta es más sencilla que los modelos de simulación para la estimación de contenidos de carbono ante diferentes tipos de uso de suelo.

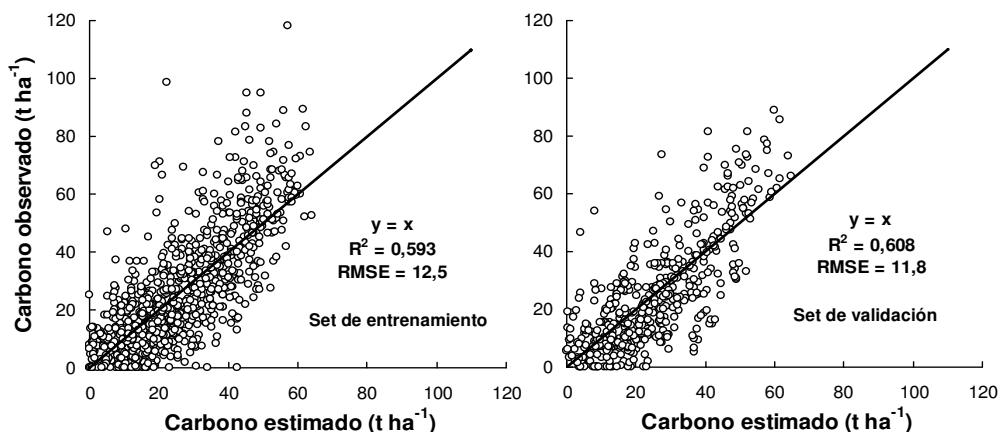


Figura 3.30: Contenido de carbono orgánico por estrato de suelo estimado usando el modelo de regresión múltiple ajustado al set de entrenamiento vs. carbono observado .

Mediante la modelización con redes neuronales también fue posible generar un modelo explicativo-predictivo del contenido de carbono orgánico de los suelos para todos los tipos de vegetación y uso y para los estratos de profundidad. El modelo creado utiliza como variable de entradas el tipo de uso (categórica), el estrato de profundidad (categórica), la temperatura media anual del sitio, la precipitación anual y los porcentajes de arcilla y del limo del estrato del suelo. Se estructura con 13 neuronas en la capa de entrada y 8 neuronas en la capa escondida. El análisis de sensibilidad de las variables de entrada indicó que su importancia relativa era: profundidad, precipitación anual, temperatura media, situación, arcilla y limo, siendo las primeras las de mayor peso.

La red neuronal puede ser usada para estimar en contenido de carbono a nivel de sitio y por tipo de uso de suelo en la región. El modelo tuvo moderado ajuste y buena capacidad de generalización, no difiriendo el R^2 y el RMSE entre los sets usados para training y para validación y siendo la ordenada y pendiente de datos observados vs. estimados no diferentes de 0 y 1, respectivamente ($P=0,05$) (Figura 3.31).

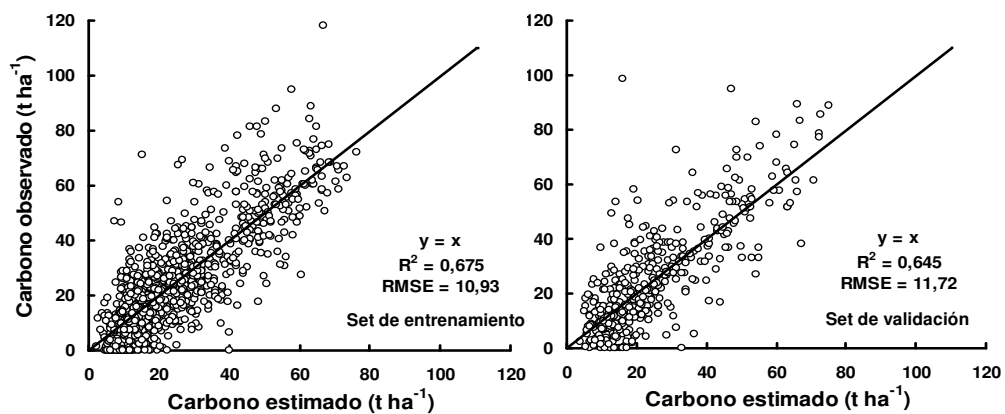


Figura 3.31: Contenido de carbono orgánico por estrato de profundidad estimado usando la red neuronal ajustada al set de entrenamiento vs. carbono observado.

CAPITULO 4: DISCUSIÓN

Metodologías analíticas y procesamiento de la información

Muestreo de suelos

Los parques se han considerado para este trabajo como representativos de condiciones no alteradas. La vegetación puede ser similar a la que tenían los pastizales prístinos. Utilizando un listado de las especies que componen los parques de estancia (R. Leon, datos no publicados) y censos florísticos de pastizales de la Región Pampeana (S. Burkart, datos no publicados) realicé un análisis comparativo y el mismo muestra que en los parques se encuentra una composición florística similar a la de los pastizales más cercanos sucesionalmente al climax de la región.

En los parques la vegetación es sometida a cortes. El efecto que puede provocar esta práctica sobre la productividad y el carbono del suelo es desconocido. Algunos trabajos muestran que la defoliación provoca disminuciones en la producción de la vegetación (Ferraro & Oesterheld 2002). Además, se han encontrado menores contenidos de carbono en sitios pastoreados que en clausuras en la Región Pampeana (Piñeiro *et al.* 2009). Sin embargo, el pastoreo sólo tiene efectos depresivos sobre la productividad y la materia orgánica del suelo si el mismo es tan intenso que deteriora el pastizal (Milchunas & Lauenroth 1993).

Para evaluar en qué medida los parques representaban las condiciones no alteradas, se comparó el contenido de carbono orgánico de pastizales naturales clausurados o con bajo nivel de pastoreo, con el contenido de los parques. De los 22 pastizales naturales con bajo nivel de pastoreo muestreados, se pudieron identificar 11 pastizales que estaban cercanos a parques de estancias con características edáficas y climáticas similares (Figura 4.1). Se realizó una comparación de a pares para cada estrato de profundidad con la prueba t apareada (Snedecor & Cochran 1978), entre los contenidos de carbono orgánico de los pastizales naturales y los de los parques. No se encontraron diferencias para ninguna de las profundidades de muestreo ($P = 0,05$). Además, se hizo un análisis de regresión entre los contenidos de carbono de los pastizales y los de los parques, y la ordenada al origen y la pendiente de la regresión de los pastizales con los parques no difirieron de 0 y de 1, respectivamente ($P = 0,05$) (Figura 4.2).

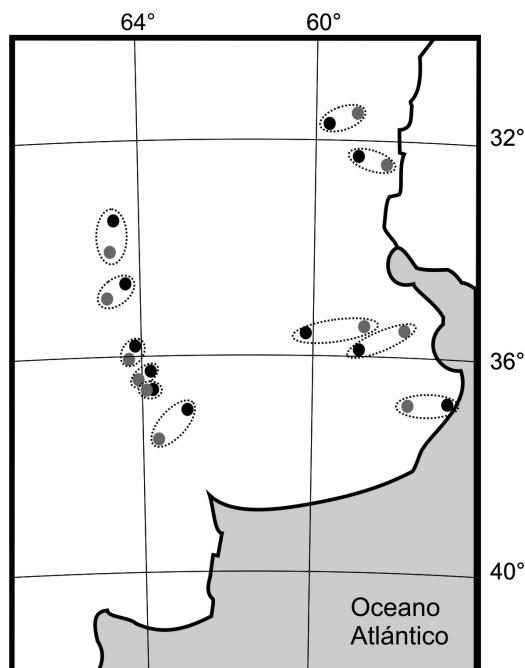


Figura 4.1: Ubicación de los 11 pastizales (puntos grises) y 11 parques cercanos geográficamente (puntos negros).

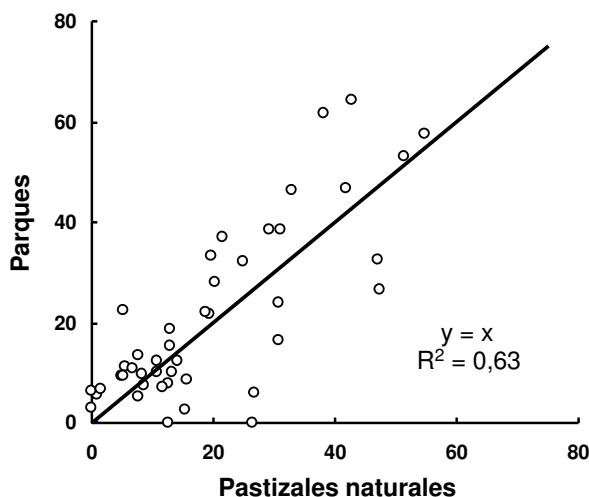


Figura 4.2: Relación entre el contenido de carbono (t ha^{-1}) de los pastizales naturales y de los parques. Cada punto es el contenido de carbono orgánico de una capa de suelo de 25 centímetros de espesor ($n=44$).

Para el análisis, las diferencias espaciales entre las arboledas, los lotes agrícolas y las pasturas con los parques, se utilizaron como indicadores de cambios temporales, asumiendo que las arboledas, las pasturas y la agricultura se ubicaban en suelos similares a aquéllos de los parques. Las propiedades de los suelos encontradas bajo situaciones como las arboledas, las pasturas y los lotes agrícolas fueron atribuidas al efecto del cambio en el tipo de uso y en la vegetación, ya que todos ellos habían sido pastizales originalmente. Los bajos

son una situación particular de suelos y vegetación pero no representan un uso sino otro tipo de pastizal natural. A pesar de las limitaciones que pueden presentar los parques como sitios no disturbados, por su escasa superficie y el entorno forestal y urbano, su importancia como reservas es aún considerable (R. León, comunicación personal).

La significancia de los cambios detectados por los modelos estadísticos, depende del número de réplicas y de la variabilidad de los resultados. Al estar los tratamientos apareados dentro de cada establecimiento, con 82 repeticiones muestreadas es suficiente para detectar cambios con una potencia de 0,75 (Yanai *et al.* 2003).

Para detectar cambios en los contenidos de carbono, se debe considerar el tiempo ya que los mismos son lentos. Estimaciones realizadas con el modelo de simulación Century mostraron que para alcanzar el equilibrio en el nivel de carbono orgánico en la Región Pampeana fueron necesarios unos 3000 años bajo pastizales (Alvarez 2001). Cuando la vegetación natural se pone bajo cultivo, el contenido de materia orgánica decrece. Esa disminución es rápida durante los primeros años y luego se hace más lenta tendiendo a un equilibrio. Ese periodo para llegar al equilibrio puede llevar desde años a siglos. El tiempo necesario depende del clima, las especies vegetales, las condiciones de sitio, los disturbios y las prácticas de manejo (Dixon *et al.* 1994). Aunque el IPCC (2006) propone que 20 años son suficientes para alcanzar un nuevo equilibrio, dicho lapso es muy variable entre zonas. En regiones tropicales los nuevos equilibrios pueden alcanzarse en 10 años y en regiones templadas en 100 años (Smith 2004). Sin embargo, la intensificación de la agricultura, el aumento de los rendimientos de los cultivos (Alvarez *et al.* 2009) y el cambio climático, hacen que los contenidos de carbono a los que se alcanzan los equilibrios cambien constantemente. El uso agrícola de los suelos en la Región Pampeana tiene entre 50 y 120 años (Vigglizzo & Frank 2006) y en ese tiempo es esperable encontrar cambios importantes en los contenidos de carbono de los suelos (Alvarez 2006, Titlyanova 1994). La mayoría de las arboledas muestreadas tenían más de 50 años, lo que resulta también suficiente para encontrar efectos de las mismas sobre el suelo (Guo & Gifford 2002). Si bien la edad de los tratamientos es considerable, hubiera sido de gran valor tener un registro exacto de los años de agricultura o de la biomasa de las arboledas para incorporarla en los modelos y poder modelar, por ejemplo, el efecto del tiempo sobre los cambios en los contenidos de carbono orgánico del suelo.

Determinación de propiedades químicas y físicas de las muestras

Para la determinación de carbono orgánico y de carbonatos se evaluó primero el carbono total (Amato 1983), luego el carbono de carbonatos (Loeppert & Suarez 1996) y por diferencia se estimó el carbono orgánico. Otra técnica comúnmente utilizada es la propuesta por Walkey y Black (1934) que determina carbono oxidable, una fracción del carbono orgánico, y no precisa descontar el carbono inorgánico en los suelos con carbonatos. Esta técnica oxida cerca del 75 % del carbono orgánico y un factor de corrección es usado para estimar el total de carbono orgánico del suelo. Sin embargo, la proporción de carbono oxidado cambia con la textura, el contenido de carbono, el pH y el tipo de suelo entre otras cosas. Localmente se ha encontrado que la fracción oxidada cambia también con la profundidad (Ritcher *et al.* 1973) y el manejo (Díaz-Zorita 1999). Resulta poco práctico entonces el uso de esta técnica en estudios a escala regional con gran variabilidad de suelos. La determinación de carbono de carbonatos no presentó complicaciones metodológicas.

Las determinaciones de pH y conductividad eléctrica se realizaron en forma conjunta. La técnica comúnmente utilizada para determinar la conductividad de un suelo es mediante la medición de la misma en el extracto de saturación. La obtención del extracto demoraba cerca de 1 hora en suelos arenosos y hasta 4 a 6 horas en suelos arcillosos. Por este motivo se utilizó una nueva metodología de determinación de la conductividad eléctrica que utiliza una suspensión 1:5 suelo:agua. Con los datos obtenidos con esta técnica fue posible estimar la conductividad eléctrica en el extracto de saturación mediante una regresión simple. Esta metodología es más sencilla porque se determina pH y conductividad de manera conjunta y rápidamente, pero fue necesario calibrar el método y utilizar un factor de corrección.

La determinación de la textura indica la proporción de partículas primarias de los suelos según su tamaño. Las metodologías de análisis disponibles utilizan distintos niveles de pretratamientos y agentes dispersantes y, a veces, producen resultados diferentes según el tipo de suelo (Arteta 2001). En este trabajo, la textura se determinó mediante el método de Bouyoucos, y se enviaron muestras de suelos texturalmente contrastantes a dos laboratorios, uno con experiencia en la determinación en suelos arenosos y calcáreos, y otro con experiencia en la determinación en suelos arcillosos. No hubo diferencias entre los resultados encontrados por uno y otro laboratorio. De esta manera se aseguró que los análisis no estuvieran sesgados por el laboratorio.

Estimación del carbono orgánico a masa equivalente de suelo

Las metodologías propuestas para interpolar datos de suelo en profundidad, respondieron a las expectativas. Los resultados muestran que tanto el modelo de Puolton *et al.* (2003), el modelo potencial y las funciones splines funcionan bien. El mayor R^2 y el menor RMSE sugieren que el modelo potencial funciona mejor que el modelo de Poulton *et al.* (2003), sin embargo las Figuras 3.12 y 3.13 muestran un mejor desempeño para Poulton *et al.* (2003). Esta contradicción se debe a que para contrastar observados vs. predichos en el modelo de Poulton *et al.* (2003) se eliminó el valor intermedio y se promedió entre contenidos de carbono que distaban entre sí entre 5000 y 6000 t ha⁻¹ de suelo. Estos problemas ocurren posiblemente porque las muestras fueron tomadas cada 25 cm que representa unas 3000 t ha⁻¹ de suelo, con intervalos de muestreo mas pequeños estas diferencias tenderían a desaparecer.

En el uso, la interpolación usando la formula de Poulton es la más sencilla ya que no requiere de la estimación de parámetros ni de uso de programas específicos. El modelo potencial tuvo un buen desempeño, pero significa contar con un software específico y estimar los parámetros *A* y *B* para cada perfil, lo que implica medir el carbono orgánico en profundidad. En cambio, el modelo de Poulton no precisa de la estimación previa de ningún parámetro para interpolar. Las funciones splines fueron las que mejor ajustaron a los valores de las variables.

Por ser las funciones splines las que mejor describieron los atributos de los suelos en profundidad (Ponce-Hernandez *et al.* 1986), es que fueron usadas para la transformación de los datos a masa equivalente. Debido a que había diferencias en las densidades aparentes de los tratamientos, los contenidos de carbono se volvieron a analizar a masa equivalente, y las significancias de las diferencias en los contenidos de carbono fueron similares a las encontradas presentando los resultados a profundidad fija. Esto significa que los cambios por densidad aparente diferente no fueron suficientes para diferenciar las masas de carbono, lo que ha sido reportado también en otros trabajos (Jobbágy & Jackson 2003)

Normalidad de las variables

Un problema general al que se enfrentan los investigadores de suelo es la falta de normalidad de las variables. Por ejemplo, algunos autores han encontrado que el carbono orgánico superficial no presentaba una distribución normal y lograron acercarla a ésta con transformaciones logarítmicas (Zhang & Mc Grath 2004). En esta tesis se observó que el carbono orgánico en superficie tuvo una distribución normal. Sin embargo, en los horizontes subsuperficiales aparecieron algunos valores extremos con contenidos muy altos que generaron otro tipo de distribución, no normal. Estos valores extremos se encontraron, en general, en las arboledas de toda la región y en los parques y las pasturas de suelos poco profundos de la Pampa Austral. En el primer caso, puede ser debido a la mayor profundidad de las raíces y, en el segundo, debido a la posible deformación del crecimiento radical generado por la tosca. Las otras variables de suelo medidas tampoco presentaron normalidad de la distribución.

Modelos estadísticos

Para la determinación de diferencias entre tratamientos se utilizaron dos tipos de modelos, uno paramétrico para las variables que se acercaban a la distribución normal (tendencia a la simetría) y un modelo no paramétrico para las variables que se manifestaban de forma bimodal. Por lo tanto, la distribución de las variables fue una aproximación a la verdadera distribución. La complejidad del muestreo encontró en la teoría de modelos mixtos la alternativa de análisis que permite tener en cuenta la pérdida de grados de libertad debida a la falta de independencia de los datos dentro de cada sitio. Inicialmente, se modelaron estructuras de covarianzas del tipo *spatial power*, empleando la temperatura y la precipitación de cada uno de los sitios muestreados. Se encontró una estructura de covarianza que ajustó razonablemente a los datos y se incorporaron en un principio ambas mediciones como covariables. Sin embargo, el establecimiento agropecuario se vio confundido con el nivel de temperatura y de precipitación y explicó una mayor fracción de la variabilidad total que la temperatura y la precipitación juntas, con lo cual se decidió utilizar el efecto del establecimiento agropecuario en el modelo y dejar fuera las variables ambientales de manera de no sobreparametrizar el mismo. Las mediciones que mostraron una distribución asimétrica muy marcada fueron analizadas con Kruskal-Wallis. Para confirmar los resultados, todas las variables fueron analizadas además con métodos no paramétricos.

Estudio de la tosca

El hecho de que la tosca representa un impedimento para el crecimiento vegetal, es bien conocido (Quiroga & Funaro 2004). No obstante, algunos autores afirman que no es extremadamente difícil penetrar la tosca cuando se encuentra húmeda (Georgen 1986). Sin embargo, no se encontró carbono orgánico en las muestras de tosca en ningún caso. Esto permitiría inferir que la tosca representa un impedimento para el crecimiento de las raíces en los suelos analizados. Por este motivo, y por la menor capacidad de almacenamiento de agua de los suelos, es que el desarrollo de cultivos en la Pampa Austral y en la Región Semiárida, es muchas veces limitado en suelos con tosca (Quiroga & Funaro 2004, Sadras & Calviño 2001, Hall *et al.* 1992). La capa de tosca, que está presente en gran parte de los suelos de estas dos subregiones, no ha sido detalladamente estudiada como limitante para el crecimiento vegetal a nivel regional.

La profundidad de la tosca puede ser altamente variable (Pazos & Mestelan 2002). En un mismo establecimiento muestreado la profundidad varió

desde 32 cm a más 100 cm en pocos metros de distancia. En general, las menores profundidades se encontraron en el centro de la Pampa Austral, con profundidades medias de 60 cm. En la Región semiárida la aparición de tosca fue en forma de parches y las profundidades un poco mayores (Figura 4.3).

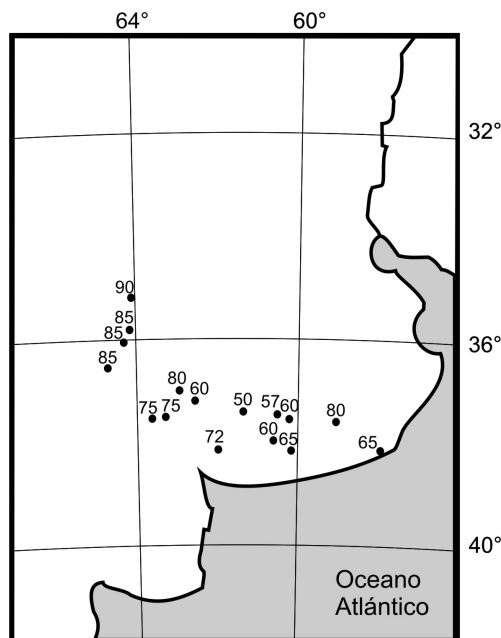


Figura 4.3: Ubicación de los establecimientos con tosca en la Región Pampeana y profundidad promedio de aparición de tosca (cm).

El carbono presente en la tosca fue de 6,35%. Esto sugiere que el contenido de CaCO_3 en la misma fue de casi el 50%. En un análisis global, se estimó que el carbonato representa el 80% de la tosca en forma de microcristales de calcita (Goudie 1972), aunque los valores reportados para la Región Pampeana son menores (Pazos 1990, Pazos & Mestelan 2002). El carbonato de magnesio no representa un mayor constituyente de la tosca, por su solubilidad 12 veces mayor que la del carbonato de calcio. El resto de la composición son silicatos.

La presencia de sales en la tosca es usualmente baja. Altos valores de conductividad eléctrica son asociados a sitios costeros y en las márgenes de depresiones salinas (Georgen 1986). En los sitios costeros muestreados en Necochea y Claraz se encontraron lotes agrícolas con tosca que tuvieron en el suelo conductividades entre $1,5 - 1,9 \text{ dS m}^{-1}$, que duplican la del promedio regional.

Variables evaluadas

Densidad aparente

La densidad aparente medida fue algo menor que las densidades de otras regiones del Mundo. Suelos similares de Estados Unidos (Tan *et al.* 2004), China (Wang *et al.* 2008), Tailandia (Noble *et al.* 2008) y Rusia (Franzluebber *et al.* 1995) tienen densidades en superficie entre $1,4$ y $1,5 \text{ t m}^{-3}$. No obstante, para suelos de Nueva Zelanda se han reportado densidades de $0,95 \text{ t ha}^{-1}$ (Davis & Condrón 2002). Con el software Soil and Water Characteristics v.6.02.75 (Saxton

& Rawls 2006) y las características promedio de textura, materia orgánica y salinidad de la Región Pampeana, se estimó que la densidad media de los suelos debería ser $1,5 \text{ t m}^{-3}$ para el estrato superficial, un 30 % mayor que la medida (Figura 3.2). Otros resultados locales (Hall *et al.* 1992) son similares a los determinados en este trabajo, lo que indica que la densidad aparente de los suelos de la Región Pampeana tiende a ser menor que la de otras regiones del Mundo.

El aumento de la densidad aparente con la profundidad también es conocido (Yamashita *et al.* 2008) y se atribuye al efecto combinado de la disminución de los contenidos de materia orgánica y a la compactación. El efecto de la materia orgánica se debe a que la misma tiene una densidad de $0,224 \text{ t m}^{-3}$, diez veces menor a la densidad de las partículas minerales, que varía entre $2,0$ y $2,6 \text{ t m}^{-3}$ (Minasny *et al.* 2006). Por otro lado, la materia orgánica también incrementa la estabilidad y la cohesión de los agregados, disminuyendo así la compactación (Soane 1990). Con el manejo se puede afectar la labilidad, la cantidad y la distribución de la materia orgánica en el suelo y, de esa manera, la densidad aparente. El otro efecto de la profundidad es el resultado de la compactación que sufren las capas de suelo inferiores por el peso de las capas superiores. El análisis de correlación presentado en los resultados muestra que los suelos con menos materia orgánica tuvieron densidades aparentes mayores (Tabla 3.3). Para estimar la densidad aparente, algunos autores recurren a modelos que utilizan como entrada el contenido de materia orgánica (Jobbágy & Jackson 2001, Guo & Gifford 2002), la profundidad (Calhoun *et al.* 2001) y la textura (Minasny *et al.* 2006) del suelo. Estos modelos muestran, en general, que a mayor contenido de materia orgánica y a mayores contenidos de arcilla y de limo la densidad aparente disminuye y que a mayor profundidad, aumenta.

Las diferencias en la densidad aparente encontradas entre tratamientos podrían deberse a la diferencia en el contenido de materia orgánica. Los sitios con mayor contenido de carbono tuvieron menor densidad aparente. Sin embargo, las arboledas, aunque tuvieron contenidos de carbono orgánico significativamente mayores que los parques en todas las capas de suelo, no tuvieron diferencias en la densidad aparente con éstos en ningún estrato. Resultados similares se han encontrado entre pastizales y bosques de otras regiones (Yamashita *et al.* 2008).

Los sitios cultivados tuvieron contenidos de carbono menores y densidades aparentes mayores que los parques. Las labranzas (Franzluebbers *et al.* 1995), el tránsito agrícola (Wilhelm *et al.* 2004, Richard *et al.* 1999) y el menor contenido de carbono en los sitios cultivados, afectan la estabilidad de agregados y la compactación de los suelos incrementando así la densidad aparente. Los bajos también tuvieron densidades mayores que los parques. En estos sitios, además del menor contenido de materia orgánica, hay un efecto de la alcalinidad que provoca una desagregación del suelo y dispersión de las arcillas (Taboada & Lavado 2009) y de la compactación del agua (Tricart 1973) que afecta finalmente la densidad aparente.

Textura

Los contenidos de arcilla fueron mayores entre los 25 y los 75 cm (Figura 3.4), coincidiendo con el horizonte B de los suelos pampeanos que se encuentra entre los 40 y 80 cm (Hall *et al.* 1992). Superficialmente, los lotes agrícolas tuvieron mayores contenidos de arcilla, lo que puede haber ocurrido por procesos de erosión del horizonte superficial, haciendo que parte del horizonte B haya sido incluido al muestrear la primera capa de suelo (0-25 cm). También puede deberse al efecto de la compactación. En los suelos agrícolas, al estar

más compactados que los parques (densidad aparente 9% mayor), en las muestras de la primera capa de suelo puede haberse incluido la parte superior del horizonte subyacente, en muchos casos de textura más fina. Los bajos también tuvieron más arcilla en el primer estrato. En general, esto podría deberse a un enriquecimiento por erosión desde los suelos ubicados aguas arriba. En la Región Semiárida ha sido documentado que los bajos tienen texturas más finas que las lomas (Fontana *et al.* 2006).

En general, las diferencias entre los tratamientos en los contenidos de arcilla, limo y arena, fueron pequeñas y menores que el 3 %. Dentro de cada establecimiento, los suelos fueron texturalmente similares. Por otro lado, los años transcurridos desde el cambio en la vegetación no han sido suficientes como para impactar sobre la neoformación de arcillas (Alvarez & Lavado 1998).

pH

El pH aumentó con la profundidad (Figura 3.8) y resultados similares fueron encontrados en bosques (Yamashita *et al.* 2008), pastizales (Jobbágy & Jackson 2003) y lotes agrícolas (Xu *et al.* 2002) de distintos sitios del Mundo. Aunque en algunos pastizales se ha encontrado que el pH puede disminuir con la profundidad (Yamashita *et al.* 2008).

Las correlaciones calculadas muestran que a medida que aumentó la conductividad eléctrica de los suelos aumentó también el pH (Figura 3.7). Sin embargo, en las arboledas no sucedió lo mismo, dado que si bien los suelos eran más salinos (mayor conductividad eléctrica), su pH era menor. Se ha reportado que las arboledas de la Región Pampeana tienen menor pH y concentraciones de sodio tres veces mayores que los pastizales (Jobbágy & Jackson 2003). En este estudio, el menor pH de las arboledas fue detectado hasta los 75 cm de profundidad y fue independiente de la especie de árbol. Trabajos similares realizados en la región muestran que el pH es menor a los pastizales hasta los 60 cm y que por debajo, el pH de los suelos bajo arboledas, es mayor (Jobbágy & Jackson 2003). Mediante los procesos de absorción por raíces, deposición de residuos sobre el suelo y cosecha de órganos, las diferentes tipos de vegetación imprimen cambios en el ciclado y el lavado de nutrientes, determinando diferentes patrones de distribución de los mismos en profundidad (Jobbágy & Jackson 2001). Cambios en las cantidades totales y relativas de cationes y aniones tienen efecto sobre el pH y la conductividad eléctrica de los suelos.

No se encontraron diferencias de pH entre sitios cultivados y parques de los suelos pampeanos. Sin embargo, el efecto usual de la agricultura es el de acidificar los suelos (Tisdale *et al.* 1993, Xu *et al.* 2002). La exportación de cationes, la fertilización y el uso de leguminosas han sido los responsables de este proceso en otras zonas del Mundo (Tisdale *et al.* 1993). El uso limitado de fertilizantes y la corta historia agrícola de la Región Pampeana (Hall *et al.* 1992) pueden ser la causa de que estos procesos no se hayan manifestado aún.

Conductividad eléctrica

Las arboledas tendieron a salinizar los suelos. Esto es debido a cambios hidrológicos que producen los árboles en el ambiente (Jobbágy & Jackson 2007). En la Región Pampeana las mayores conductividades eléctricas se observaron en suelos con contenidos de arcilla+limo de 10 a 30 %. Por debajo y por encima de esos límites, la conductividad fue menor (Figura 4.4).

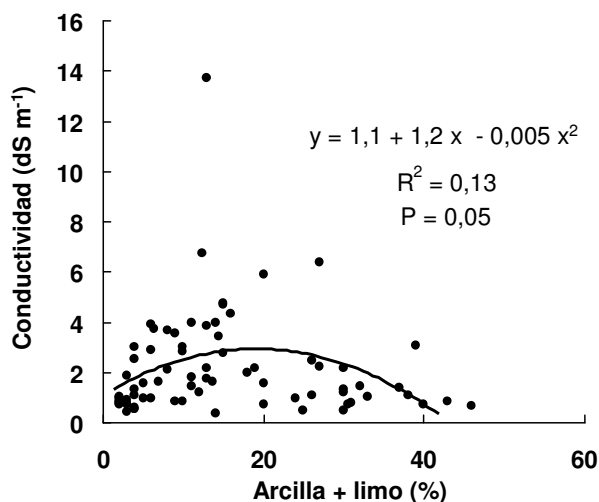


Figura 4.4: Conductividad eléctrica promedio hasta 1 metro en las arboledas en función del contenido de arcilla + limo.

Por debajo de los 50 cm, la conductividad eléctrica en los lotes agrícolas fue menor que en los parques (Figura 3.9). Si bien no se ha podido corroborar estos resultados con otras experiencias, los mismos podrían deberse a cambios en el ciclo hidrológico. Durante los periodos de barbecho, los suelos agrícolas acumulan agua y eso influye sobre el contenido hídrico de los suelos y la dinámica de las napas (Nosetto *et al.* 2009). El mayor contenido hídrico de los suelos agrícolas podría favorecer el lavado de nutrientes de los suelos y disminuir el contenido de sales de los mismos.

Altos niveles de salinidad en suelo afectan negativamente el crecimiento de la vegetación. Los niveles de conductividad a los cuales los cultivos son afectados son diferentes según la especie (Mass & Hoffman 1977). Si bien cultivos como maíz y alfalfa son afectados a conductividades de 2 dS m⁻¹, y la soja y trigo son afectados a niveles de 5-6 dS m⁻¹ (Mass & Hoffman 1977), se ha establecido convencionalmente que por encima de los 4 dS m⁻¹ los suelos son considerados salinos (Taboada & Lavado 2009, SSSA 1996). Todos los parques, pasturas y lotes agrícolas tuvieron conductividades menores que 4 dS m⁻¹, y el 90% tuvo conductividades menores a 2 dS m⁻¹. En cambio, el 22% de los suelos de arboledas y el 36% de los bajos sobrepasaron el límite de 4 dS m⁻¹, y el 40 % y 36% el de 2 dS m⁻¹ respectivamente. La posición en el terreno puede afectar la conductividad eléctrica del suelo. Los bajos tuvieron mayor conductividad eléctrica que los demás tratamientos, lo cual puede ser atribuido a la deposición de sales de escurrimiento de aguas arriba. La posible mayor cercanía de la napa en los bajos también es otro factor que podría explicar estos resultados. Cuanto menos profunda se encuentre la napa, mayor es la conductividad eléctrica de los suelos (Nosetto *et al.* 2009).

Carbono orgánico

Los contenidos de carbono en el suelo se ordenaron de la siguiente manera desde los sitios con más carbono a los de menor contenido: arboledas, parques, pasturas, lotes agrícolas y bajos. El contenido de carbono orgánico está relacionado con el aporte de carbono de la vegetación y este último puede ser estimado a partir de variables climáticas. Se utilizó el modelo de estimación propuesto por Leith (1972) incorporado al software LocClim (FAO 2006), para estimar la productividad primaria neta de los parques o pastizales naturales. Este

modelo utiliza información climática para estimar la productividad y se lo hizo para los 82 establecimientos muestreados. La productividad promedio de los mismos fue de $13 \text{ t MS ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y, asumiendo un 40 % de carbono en la biomasa (Martens 2000, Alvarez 2006), se estimó que la vegetación en parques y pastizales realiza una fijación neta anual de $5,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de carbono de la atmósfera. Esta productividad promedio calculada es similar a la obtenida en otras estimaciones realizadas para la región (Alvarez & Lavado 1998, Alvarez 2005). Asumiendo que los pastizales de la Región Pampeana se encontraban en un estado de equilibrio en el pasado, la descomposición de los residuos y la mineralización de la materia orgánica, o sea las salidas de carbono, deben haber sido similares a las entradas de carbono (Epstein *et al.* 2002). Las entradas de carbono al suelo en realidad son inferiores a la productividad primaria de los pastizales debido a la apropiación que hacen de la misma los pequeños herbívoros. Sin embargo, el consumo que realizan es relativamente pequeño (Reiners 1988) y el carbono que entra al suelo es aproximadamente igual al estimado sobre la base de la productividad primaria. En la región las quemas naturales de vegetación eran recurrentes lo que quemaba parte de la biomasa (Bóo *et al.* 1996), haciendo que las entradas de carbono al suelo fueran menores. Sin tener en cuenta tales procesos naturales, y partir de la información sobre contenido promedio de carbono orgánico en los suelos de los 82 parques y una concentración estimada de CO_2 en la atmósfera de $370 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$, se generó un esquema simplificado del ciclo de carbono para los parques (Figura 4.5). De esta manera se pudo estimar la velocidad del *turnover* (reciclado) del carbono orgánico (Lal 2000, Epstein *et al.* 2002).

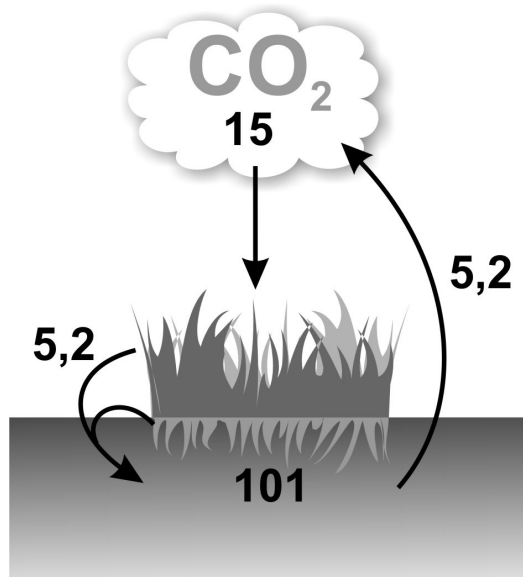


Figura 4.5: Esquema del ciclo del carbono para los parques y pastizales naturales de la Región Pampeana. Flujos anuales expresados en $\text{t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y contenidos en t ha^{-1} .

A escala regional, la cantidad de carbono que entra en los parques, es similar a la productividad. Gran parte de ese material se descompone y el carbono es liberado como CO_2 hacia la atmósfera. De esta manera se puede estimar la tasa de descomposición de la materia orgánica (k) con la

productividad primaria neta y el contenido de carbono (productividad primaria neta / contenido de carbono) (Epstein *et al.* 2002). En este caso, la tasa de descomposición es de 5,1 % anual (una descomposición de 5,2 t C ha⁻¹ año⁻¹ y una masa de 101 t C ha⁻¹ hasta 1 metro). El tiempo de ciclado del carbono para los parques de la Región Pampeana se puede estimar, entonces, en aproximadamente 20 años. Integrando información de suelos pampeanos y chaqueños tomada de los mapas de suelo publicados por el INTA, se había estimado un *turnover* de 14 años para el carbono edáfico considerando una profundidad de 50 centímetros (Alvarez & Lavado 1998). Estos autores calcularon que la velocidad de *turnover* disminuye con la profundidad. Posiblemente por esa causa, al emplear la masa de carbono acumulada hasta 1 m de profundidad en este trabajo, la velocidad de *turnover* estimada fue más lenta.

La productividad de los pastizales y sus contenidos de carbono orgánico no son iguales en toda la región. Sitios más húmedos tienen mayor productividad primaria neta y mayor contenido de carbono que los sitios más secos y, como es de esperar, los aportes de carbono de la vegetación natural son mayores en el este pampeano que en el oeste (Figura 4.6). Para un pastizal del oeste la productividad es un 25 % menor a la productividad de un pastizal del este de la Región (Figura 4.6). Sin embargo, los contenidos de carbono orgánico del suelo fueron aproximadamente un 50 % menor. Para estas dos subregiones el *turnover* estimado es de 14 y 20 años respectivamente, lo que indica que el ciclado del carbono es más lento en el este que en el oeste.

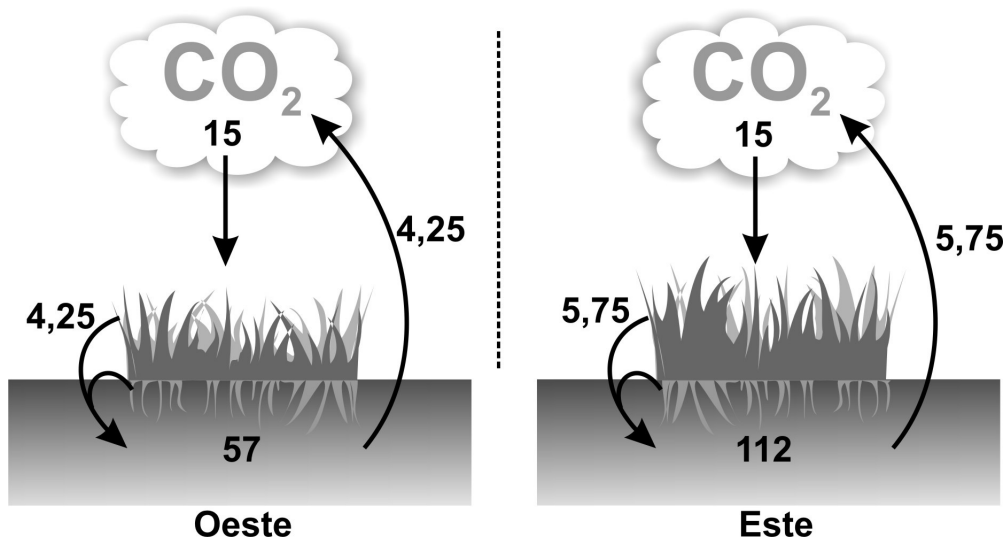


Figura 4.6: Ciclo del carbono para un pastizal del oeste (Anguil) y un pastizal del este (Saladillo) de la Región Pampeana. Flujos anuales expresados en t C ha⁻¹ año⁻¹ y contenidos en t ha⁻¹.

Debido al cambio en el uso del suelo, actualmente los aportes de carbono de la vegetación no están relacionados a sólo cuestiones ambientales como clima y suelo. Arboledas, pastizales y cultivos tienen distinta productividad primaria neta y por lo tanto distinto aporte de residuos al suelo (Tabla 4.1).

Tabla 4.1: Carbono fijado en la productividad primaria neta (PPN) y biomasa total de distintos tipos de vegetación. Datos adaptados de Webb *et al.* (1983); Dixon *et al.* (1994); Jackson *et al.* (1996); Wittaker & Likens (1973) en Aber & Melillo (2001); Slobodian *et al.* (2002); Mokani *et al.* (2006).

Vegetación	PPN	Biomasa
	(aérea+raíces) (t C ha ⁻¹ año ⁻¹)	(aérea+raíces) (t C ha ⁻¹)
Bosque templado	7,5	57
Pastizal templado	6,4	13
Cultivo	2,9	5

Los resultados obtenidos en la Región Pampeana indican que los suelos de las arboledas tuvieron un 30% más de carbono que el de los parques (Figura 3.11). Otros autores han mostrado que en zonas templadas, la forestación de pasturas incrementa el carbono del suelo (Guo & Gifford 2002). En plantaciones de zonas tropicales y de pocos años, sin embargo, se puede encontrar menor contenido que en los pastizales (Guo *et al.* 2007, Guo & Gifford 2002). El mayor contenido de carbono podría estar determinado, en parte, porque los bosques tienen mayor productividad primaria neta que los pastizales (Tabla 4.1). Aunque las arboledas particionan menos biomasa a las raíces (Jackson *et al.* 1996), las mismas llegan a mayor profundidad (Canadell *et al.* 1996), permanecen vivas más tiempo y se descomponen más lentamente que las de los pastizales (Guo *et al.* 2007).

A nivel global los suelos de las arboledas tienen más carbono que el de los pastizales (Cebrián & Duarte 1995). Por otro lado, las arboledas en la Región Pampeana han sido utilizadas como sombra para el ganado (Jobbágy & Jackson 2003) y esto puede haber significado una entrada de carbono adicional por el aporte de excretas y un efecto de fertilización que favoreciera la productividad de los árboles. Durante el muestreo pudo observarse visualmente que el suelo de las arboledas era el de menor contenido hídrico respecto a los otros tratamientos. Si bien esto no fue determinado analíticamente, puede ser explicado por el alto consumo de agua por parte de los árboles (Nosetto *et al.* 2005), como así también porque parte de las precipitaciones quedan retenidas en el canopy, evaporándose directamente (Thurow *et al.* 1987). El menor contenido de agua podría estar disminuyendo la mineralización de la materia orgánica (Houghton *et al.* 1983) y resultar en un balance de carbono más positivo en los suelos bajo las arboledas.

La mayoría de los suelos del Mundo pierden un tercio o la mitad de su carbono original (0-20 cm) luego de la conversión de pastizales a agroecosistemas (Lal 2000). Este fenómeno también se ha descrito para la Región Pampeana (Andriulo & Cordone 1998). Los lotes agrícolas muestreados para este estudio perdieron, en promedio, un 20 % de carbono orgánico en el primer estrato de suelo. Otros autores han reportado pérdidas del carbono superficial de hasta 50 % (Guo & Gifford 2002). Esta pérdida de carbono es explicada por el menor aporte de carbono de los cultivos al suelo (Alvarez 2006, Lauenroth *et al.* 2000), y la mayor salida por mineralización causada por la mayor temperatura de los suelos agrícolas (Grant *et al.* 1995). El menor aporte de carbono se debe a que para la realización de cultivos agrícolas se implementa la práctica del barbecho, que elimina la vegetación natural durante parte del año, produciendo la disminución de la productividad primaria neta. Además, parte de ésta se cosecha y exporta.

Los aportes de carbono de los agroecosistemas pueden estimarse usando datos de rendimiento, índices de cosecha (masa grano/biomasa aérea total), biomasa de raíces y carbono en la biomasa de los principales cultivos en cada región (Alvarez 2006). Por ejemplo, para los últimos 30 años se ha estimado que la rotación agrícola de la Pampa Ondulada ha producido un aporte promedio de $2,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y el aporte de pasturas y cultivos de la rotación agrícola ganadera de la Región Semiárida Pampeana ha sido de $2,6 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Alvarez 2006). En ambos casos, estos aportes son menores que los estimados para la vegetación natural (Figuras 4.5 y 4.6).

A partir de los datos de producción de granos de los principales cultivos de las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Entre Ríos, Córdoba y Santa Fe de las campañas 06/07, 07/08 y 08/09, se estimó la producción anual de los cultivos para la Región Pampeana (Tabla 4.2). Esta producción se genera en 27 Mha (MinAgri 2010). A partir de la metodología propuesta por Alvarez (2006) se estimó el aporte de residuos aéreos y de raíces que producen los cultivos. Para la exportación de carbono en los granos se consideró un 40 % de carbono en los mismos y un contenido hídrico de 14%.

Tabla 4.2: Producción anual de granos de los principales cultivos expresada en Mega toneladas (MinAgri 2010). Estimación de residuos, raíces y exportación según coeficientes de Alvarez (2006) para la Región Pampeana expresada en Mega toneladas.

Cultivo	Producción (Mt granos)	Residuos + raíces (Mt C)	Exportación (Mt C)
Soja	40	29,4	13,8
Trigo	14	11,2	4,8
Maiz	19	7,6	6,5

Sumando la producción de granos, los residuos y las raíces y, considerando que estos aportes se realizan en 27 Mha, puede estimarse que la productividad primaria neta es de $2,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y que el aporte de carbono en residuos es de $1,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 4.7). Esto indica que la fijación de carbono por los cultivos es un 48 % inferior que la de los parques. Al suelo bajo cultivo llega solo un 35 % de los aportes de los sistemas no cultivados.

Existe incertidumbre acerca de la velocidad de descomposición y mineralización de la materia orgánica. Las emisiones de carbono medidas en suelos pampeanos son de aproximadamente $8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el este (Alvarez *et al.* 1998) y $4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el oeste (Bono *et al.* 2008). En los parques se estimó que un 5,1 % del contenido de carbono se liberaba anualmente a la atmósfera ($5,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y se supuso que la mineralización se encontraba en equilibrio con los aportes. Utilizando ese porcentaje y el contenido de carbono de los suelos agrícolas, los mismos deberían emitir en promedio $4,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a la atmósfera. Teniendo en cuenta la magnitud de las entradas, ello significaría una pérdida neta anual de $2,6 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, utilizar un coeficiente de mineralización fijo lleva a suponer que todos los componentes de la materia orgánica del suelo son igualmente susceptibles a mineralizarse y que la tasa de mineralización depende sólo de la cantidad de carbono del suelo y no es limitada por otros factores. El *turnover* del carbono de los suelos agrícolas es

de 48 años ($86 \text{ t C ha}^{-1} / 1,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) (Figura 4.7.). Esto sugiere que la materia orgánica de los suelos agrícolas es más resistente al ciclado.

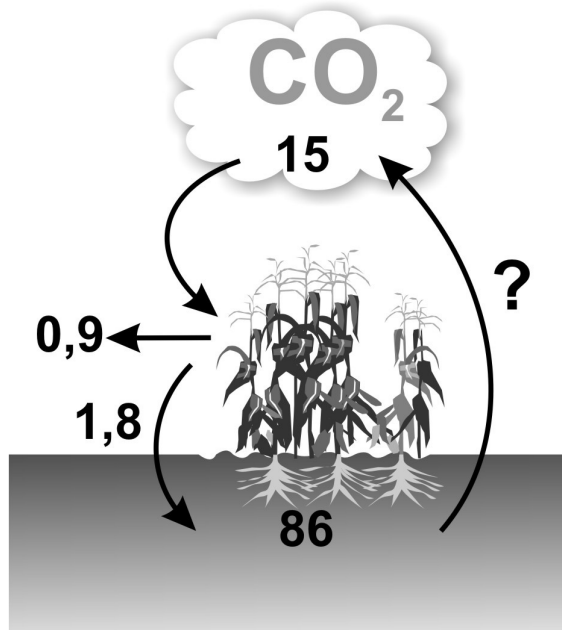


Figura 4.7: Ciclo de carbono en un sistema cultivado de la Región Pampeana. Flujos anuales (flechas) expresados en $\text{t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y contenidos en t ha^{-1} .

Además de la mineralización, la pérdida de suelo por erosión en sitios cultivados, es una causa de disminución de carbono (Andriulo & Cordone 1998). La erosión hídrica es un factor importante en suelos con pendientes, mientras que la erosión eólica lo es en regiones áridas (Lal 2000). En la Pampa Ondulada se ha estimado una pérdida del horizonte superficial de 3 a 5 centímetros provocada por el uso agrícola (Michelena *et al.* 1988). En la Región Semiárida, por otro lado, la erosión eólica ha provocado pérdidas del 50% de la materia orgánica en algunos lugares, siendo las mismas más importantes en los suelos de textura gruesa (Buschiazzo & Taylor 1993). Es poca la información local existente respecto a la pérdida relativa de carbono por mineralización o por erosión. Sólo se ha estimado que la erosión es la causante del 15% de las pérdidas de carbono en la Pampa Ondulada (Alvarez *et al.* 1995). Como los contenidos de carbono son mayores cerca de la superficie del suelo, pequeños procesos de erosión podrían provocar importantes pérdidas de carbono.

Los resultados de la tesis muestran que lotes agrícolas y pasturas no fueron diferentes en el contenido de carbono a nivel de toda la Región Pampeana. Resultados similares habían sido reportados anteriormente para la porción semiárida de la región (Quiroga *et al.* 1996). Los suelos pampeanos tienen una larga historia de rotación de ciclos de pastura y ciclos agrícolas (Hall *et al.* 1992). Esta rotación permite elevar el nivel de materia orgánica del suelo durante la fase de pastura debido a los mayores aportes de residuos. Sin embargo, los incrementos del nivel de materia orgánica registrados en la porción húmeda y semiárida de la Región Pampeana son solamente de alrededor de 5 - 15 % en los primeros 20 cm del suelo cuando la duración de la fase pastura es de 3 o 4 años (Casanovas *et al.* 1995, Galantini 2005). No es posible que los niveles de carbono de los suelos vuelvan a la condición de los suelos vírgenes en períodos cortos de tiempo y es necesario que transcurra un período de al

menos varias décadas sin cultivo para que el sistema retorne a la condición original (Houghton *et al.* 1983). Las pasturas muestreadas tuvieron, en general, 3 años, y un contenido de carbono 3,5 % mayor que los sitios bajo agricultura, pero esa diferencia no fue significativa. En general, se ha reportado localmente que los periodos de pastura incrementan los contenidos de carbono de fracciones más lábiles pero poco el carbono orgánico total (Casanovas *et al.* 1995).

Actualmente, debido al proceso de agriculturización (Paruelo *et al.* 2006), suele ocurrir que los productores dediquen los mejores suelos a la agricultura y los suelos de menor aptitud al uso ganadero. Esto pudo haber confundido los efectos (Tan *et al.* 2004), y el aumento del carbono que podría haber ocurrido en las pasturas fue realizado en suelos de menor contenido de carbono que los lotes agrícolas, estando por consiguiente las diferencias entre tratamientos parcialmente encubiertas. Sin embargo, se fue cuidadoso en el muestreo al elegir sitios de similares características e historias, que rotaran entre agricultura y ganadería. Por otro lado, las diferencias texturales entre estos dos tratamientos fueron pequeñas (Figura 3.4), y podría pensarse que se trataba de sitios muy similares originalmente. En general, los resultados pueden resumirse diciendo que se encontraron similares niveles de carbono en los suelos bajo pastura que en los lotes agrícolas. Estos resultados, y otros encontrados en la Región Pampeana (Orellana & Pilati 1994, Urricariet & Lavado, 1999), indican que las rotaciones agrícola-ganaderas empleadas durante alrededor de un siglo produjeron caídas de los contenidos de carbono orgánico de los suelos en relación al ecosistema original.

En los sistemas ganaderos, el pastoreo tiene efecto sobre la productividad de las pasturas. Una parte del consumo de los herbívoros es respirado, otra parte es excretada, con una composición diferente a la original, y finalmente otra parte es exportada en la carne. La defoliación tiene efecto sobre la productividad primaria neta aérea (Ferraro & Oesterheld 2002). En general, el pastoreo la deprime (Oesterheld *et al.* 1999) y produce un aumento de la biomasa radical (Piñeiro *et al.* 2009).

A pesar de existir un desplazamiento de la ganadería hacia las regiones extra pampeanas, la Región Pampeana continúa siendo la principal contenedora de hacienda en nuestro país (Rearte 2007). Esta región tiene unas 30 millones de cabezas (Rearte 2010) de las cuales un 45 % son vacas, 25 % terneros y terneras y 30 % novillos y vaquillonas (INDEC 2000). La cuenca del salado, que representa una porción importante de la Pampa Deprimida contiene unas 7,5 millones de cabezas, y el sistema ganadero está basado en el uso de pastizales naturales (Rearte 2010). Para el resto de las subregiones no hay reportes, pero la producción se desarrolla en general sobre pasturas implantadas. Utilizando un peso promedio de 500 kg para la categoría vacas, 80 kg para los terneros y 200 kg para novillos y vaquillonas, se estimó la carga animal promedio para las superficies ganaderas. Actualmente se cultivan unas 7 Mha de pasturas en la Región Pampeana (CNA 2002), aunque también hay unas 10 Mha que corresponden a pasturas degradadas y rastrojos pastoreados sin estimación de productividad o carga. Se sumó el peso vivo (PV) de todos los animales y se lo dividió por la superficie total de las pasturas, más unas 3 Mha aportadas por otros recursos forrajeros y, sin considerar los encierres en corrales, se estimó una carga promedio de 540 kg PV ha⁻¹. Considerando que un rumiante consume 11 kg kg⁻¹ año⁻¹ de materia seca (Oesterheld *et al.* 1999), el consumo es de 6 t ha⁻¹ año⁻¹ de materia seca. Esto representa un consumo de 2,4 t ha⁻¹ año⁻¹ de carbono.

La proporción del carbono que es respirado, excretado y fijado en la carne está en función de la digestibilidad de los recursos forrajeros. El carbono excretado podría estimarse entonces como (Puinau 1993):

$$C \text{ excretado} = C \text{ ingerido} - (\text{digestibilidad } \% * C \text{ ingerido})$$

El carbono respirado por los herbívoros representa el 23% de las pérdidas de carbono de los sistemas ganaderos pampeanos (Paruelo *et al.* 2010). Si se considera una productividad de las pasturas similar a la de los pastizales, un consumo de $2,4 \text{ t ha}^{-1}$ de carbono, una digestibilidad de 0,63 de los recursos forrajeros (Juan *et al.* 2001) y una fijación del 5 % del carbono ingerido, se puede aproximar al siguiente ciclo del carbono en los sistemas ganaderos (Figura 4.8)

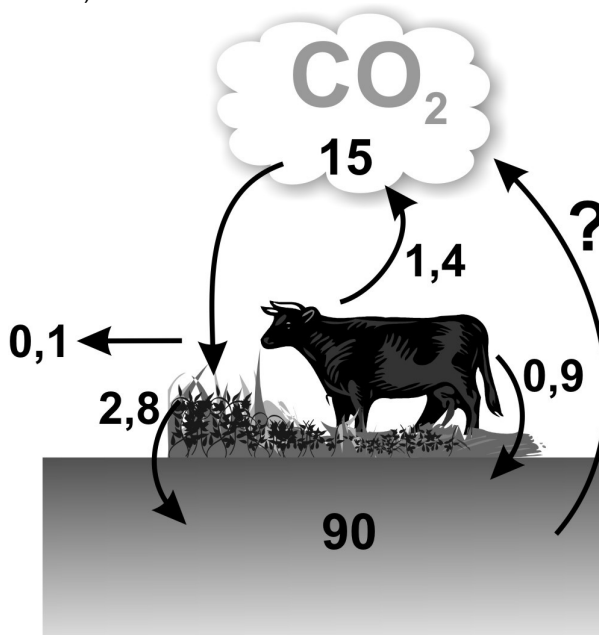


Figura 4.8: Esquema del ciclo de carbono en un sistema ganadero (pastura) promedio de la Región Pampeana. Flujos anuales (flechas) expresados en $\text{t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y contenidos en t ha^{-1} .

Si bien esta figura muestra un ciclo de carbono simplificado se pueden ver algunas diferencias con respecto a los sistemas naturales no pastoreados y los agrícolas. El aporte de carbono por residuos y excretas es un 35 % menor que los aportes por residuos en los pastizales naturales, pero es dos veces el de los cultivos. El *turnover* del carbono en los suelos bajo las pasturas puede estimarse en 24 años, lo que significa una pérdida proporcional de los compuestos de mayor velocidad de ciclado respecto a los parques, aunque no tanto como en los lotes agrícolas.

Los suelos de los bajos fueron los que tuvieron los menores contenidos de carbono orgánico. Se muestrearon bajos con alta y baja conductividad eléctrica. Estos últimos son denominados comúnmente bajos dulces. En las zonas bajas de la Región Semiárida fue común encontrar esos bajos dulces. Son los suelos que tuvieron los mayores contenidos de carbono. Esos suelos son más profundos y almacenan más agua, lo que los hace los más productivos de esta subregión (Fontana *et al.* 2006). La mayor cercanía a la napa también

podría ser otra variable que explique su mayor productividad (Nosetto *et al.* 2009). En estos sitios los modelos de estimación que utilizan las precipitaciones y la evapotranspiración no logran simular bien el contenido de carbono de los suelos, por no tener en cuenta el aporte de agua de la napa para los cultivos (Shulp 2009). En los bajos salinos, como fueron la mayoría de los bajos muestreados, el contenido de carbono fue menor que el de los parques. En general, los bajos representan una limitante para el crecimiento de plantas en la Región Pampeana (Soriano *et al.* 1991). La productividad de suelos con estas características es en general un 35 % menor que la de suelos sin limitaciones (Paruelo *et al.* 2010). El anegamiento, la alta salinidad y la baja disponibilidad de agua y de nutrientes, causada por efecto osmótico, limita el crecimiento vegetal (Taboada & Lavado 2009) y, consecuentemente, el aporte de carbono a los suelos en los bajos.

Trabajos previos realizados a nivel regional mostraban que los suelos pampeanos no habrían perdido materia orgánica en forma importante al momento de ser relevados por el INTA, entre 1960 y 1980, excepto en la Pampa Ondulada (Alvarez 2001). Este autor realizó simulaciones con el modelo Century, para las condiciones originales de estos suelos y en esa subregión, los contenidos de carbono simulados para las condiciones originales fueron casi el doble que los observados, indicando esto una pérdida muy importante de carbono de los suelos por agricultura.

Dentro del área muestreada para este estudio se encuentran 156 partidos de la Región Pampeana, que ocupan una superficie de aproximadamente 60 millones de hectáreas. Un 5 % de su superficie está ocupada por arboledas, un 5 % por bajos, un 45 % se cultiva anualmente, un 11 % está ocupado por pasturas y el resto pertenece a pastizales, cascotes, caminos y barbechos (CNA 2002). Considerando que originalmente toda esta extensión estaba ocupada por pastizales y un 5 % por suelos bajos, se pueden estimar contenidos originales de carbono orgánico antes de la introducción de la agricultura hasta 1 metro de profundidad, de alrededor de 6000 Mt. Considerando el efecto positivo de las arboledas sobre el carbono de los suelos y el efecto negativo de la agricultura registrado en este trabajo, y teniendo en cuenta el porcentaje de ocupación por cada tipo de uso de suelo, pueden estimarse pérdidas de casi 400 Mt de carbono orgánico de los suelos hasta 1 metro de profundidad por el uso antrópico. Esta estimación duplica la realizada anteriormente en trabajos que consideraron solamente la capa 0-20 cm del suelo (Alvarez 2005) (Figura 4.9).

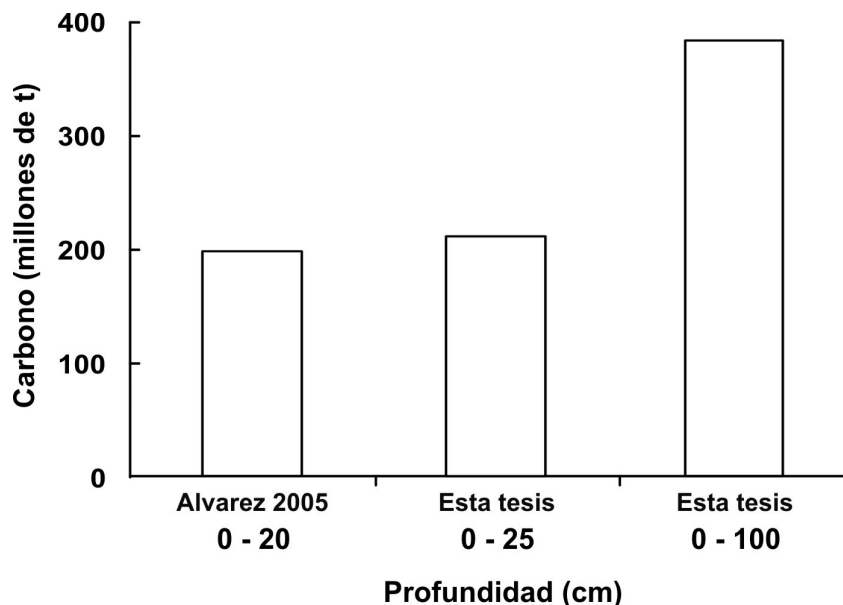


Figura 4.9: Pérdidas de carbono en la Región Pampeana según una estimación previa y los resultados de esta tesis.

Actualmente, los trabajos referidos a materia orgánica de los suelos realizados en distintas partes del Mundo, centran su atención en establecer la capacidad de los suelos de secuestrar carbono y mitigar así el efecto invernadero. La agricultura produjo en los últimos siglos un flujo neto de carbono hacia la atmósfera, lo que contribuyó al efecto invernadero. El flujo de CO₂ en Europa y Estados Unidos ha disminuido en los últimos 50 años y ha aumentado el de América Latina y África (Houghton *et al.* 1983). El aumento más marcado de la población, y el menor valor de la tierra en los continentes del sur condujo a este proceso. La Región Pampeana y las regiones extrapampeanas de nuestro país no han estado ajenas a ello (Paruelo *et al.* 2006) y se prevé que continúe este proceso en los próximos años (Shulp *et al.* 2008).

En la Región Pampeana se encuentra el 70% de la población y la mayor parte de las industrias argentinas (INDEC 2001), por lo que el mayor consumo energético del país se encuentra concentrado en la misma. El consumo anual de combustibles fósiles de Argentina ronda los 223×10^6 barriles de petróleo y 44×10^9 m³ de gas natural (CIA World Factbook 2008). Esto representa una liberación anual de 54 Mt de carbono a la atmósfera. Asumiendo que el consumo de combustibles es proporcional a la población, se estimó una liberación anual de 38 Mt de carbono a la atmósfera en la Región Pampeana. Si pudieran recuperarse mediante prácticas de manejo los contenidos originales de carbono de los suelos bajo pastura y agricultura, podría secuestrarse en los mismos el consumo de combustibles fósiles de 13 años. Si cada hectárea bajo cultivo fuera forestada, se podría secuestrar en los suelos una masa de carbono equivalente a la emitida por consumo de combustibles en 40 años (Tabla 4.3).

Tabla 4.3: Superficie de tipos de uso en la Región Pampeana (CNA 2002) y diferencias entre los contenidos de carbono bajo los tipos de uso con los parques reportadas en esta tesis por unidad de superficie y calculada para la región.

Tipo de uso	Superficie	Cambio de carbono orgánico	
	(Mha)	(t ha ⁻¹)	(Mt)
Arboleda	3	30	90
Pastura	7	-11	-77
Agrícola	27	-15	-405
Total			-392

Los cambios en los contenidos de carbono debidos a los distintos tipos de uso y vegetación llegaron a distintas profundidades según el tratamiento. Las arboledas tuvieron contenidos de carbono mayores que los pastizales hasta 1 metro de profundidad, y las diferencias fueron proporcionalmente mayores a mayor profundidad. Esto puede ser debido a que las arboledas tienen raíces que llegan a mayores profundidades (Jackson *et al.* 1996) y que las mismas aportan un carbono que se descompone más lentamente (Guo *et al.* 2008).

El efecto de la agricultura de disminuir los contenidos de carbono fue encontrado hasta los 50 cm de profundidad. Si bien muchos trabajos muestran sólo pérdidas superficiales (Follet *et al.* 2009) pueden encontrarse disminuciones hasta los 60 cm en algunos casos (W. Parton comunicación personal). En la Pampa Ondulada, con el modelo Century se ha estimado un contenido de carbono de 0 a 20 cm de 70 t C/ha en la situación prístina (Alvarez 2001). El contenido de carbono de los suelos de esa subregión, integrado a partir de datos de los relevamientos del INTA, es de 37 t C/ha (Alvarez 2001). Esto indica una pérdida cercana al 50 % de la materia orgánica por la introducción de la agricultura. Según la información de este trabajo, los sitios ubicados en esta subregión han perdido en promedio el 20 % del carbono de 0 a 25 cm, siguiendo las tendencias del promedio de toda la región. Las pérdidas más intensas (30%) se vieron en el Litoral en donde varios de los sitios agrícolas fueron arroceras, que tienen un uso de labranzas muy intenso y largos periodos bajo agua. Al no existir interacción de los tratamientos con el tipo de suelo (Figura 3.21) los efectos de los tratamientos fueron los mismos en los distintos tipos de suelo.

Carbono de carbonatos

Los resultados de este estudio muestran que en la Región Pampeana el carbono de carbonatos representa el 35 % del carbono del suelo, y que en suelos de la porción más árida ese porcentaje es mayor, siendo el contenido en la Pampa Ondulada casi nulo (Figura 3.20). Globalmente, el carbono de carbonatos representa un 40 % del carbono de los suelos (orgánico + de carbonato) (Batjes 1996). En algunas subregiones el contenido de carbonatos es muy importante y debe tenerse en cuenta para los inventarios. Los contenidos de carbono en los suelos petrocálcicos relevados están dentro del rango de variación de los suelos de la Región Pampeana (Pazos & Mestelan 2002) y de otros suelos del Mundo (Díaz Hernández *et al.* 2003, ISSS ISRIC FAO 1998).

El carbono de carbonatos posee un comportamiento diferente al del carbono orgánico. Por un lado posee una estratificación inversa, hay más carbonatos a mayor profundidad, como pasa en otras regiones (Batjes 1996). Los tipos de uso con menos carbono orgánico tuvieron más carbono de carbonatos y esto también ha sido reportado en otras regiones (Rasmussen

2006). Si bien las diferencias entre los tratamientos no fueron significativas, eso pudo deberse al amplio rango de variación de la variable. La Región Pampeana no ha tenido una larga histórica agrícola, con riego o con fertilización, que son causas de pérdidas de carbonatos de los suelos. Sin embargo, la adopción de estas prácticas es cada vez más frecuente y debe contemplarse el posible impacto de las mismas sobre el carbonato de los suelos.

Efecto del uso y de la vegetación en la distribución del carbono en profundidad

Conocer la distribución del contenido de carbono en profundidad es importante para estimar el contenido de carbono. Para evaluar el efecto de la vegetación sobre la estratificación del carbono se probaron tres modelos, anti log-log, potencial y Mitcherlich. Anteriormente, para describir la distribución del carbono en profundidad se habían usado, en general, las funciones exponenciales (Bernoux *et al.* 1998, Minasny *et al.* 2006). El modelo log-log ha sido propuesto, en algún caso, por tener mayor cantidad de ajustes significativos (Jobbágy & Jackson 2000). En este trabajo, todos los modelos tuvieron un buen desempeño. Sin embargo, finalmente se utilizó el modelo potencial por tener parámetros que tienen un significado físico. El parámetro *A* representa el contenido acumulado de carbono hasta 1 metro de profundidad y el parámetro *B* la tasa de acumulación.

El parámetro *A* del modelo potencial resultó ser un buen estimador de los contenidos de carbono orgánico hasta 1 metro de profundidad. Muy pocos puntos se alejaron de la recta 1:1 en la regresión carbono observado vs. carbono estimado. En los suelos con tosca a menos de 1 metro, el parámetro *A* no resultó un buen estimador del contenido de carbono. En estos casos sólo representó un parámetro de la función necesario para estimar el carbono a diferentes profundidades.

El parámetro *B* no difirió entre los tratamientos. Si bien numerosos trabajos muestran que cada tipo de vegetación tiene una estratificación radical diferente y una partición de la biomasa distinta (Jackson *et al.* 1996; Wittaker & Likens 1973 en Aber & Melillo 2001; Mokani *et al.* 2006), estos fenómenos no fueron suficientes para imprimir cambios en la estratificación del carbono orgánico en los suelos muestreados. Esto pudo ocurrir porque el aporte de carbono fue igual entre los tratamientos en función de la profundidad o porque la mineralización es diferente según la profundidad y el uso.

Se construyó un ejemplo con dos suelos con el mismo parámetro *B* pero que acumulan distintas cantidades de carbono (Figura 4.10). Se ajustó el modelo potencial y se estimaron los contenidos por estrato (Figura 4.11). Si bien las diferencias entre los dos suelos cambian cuantitativamente entre estratos de suelo, las diferencias son porcentualmente iguales en todos los estratos. En este ejemplo el perfil de la izquierda tiene un 50% menos de carbono que el de la derecha, y esto en todos los estratos.

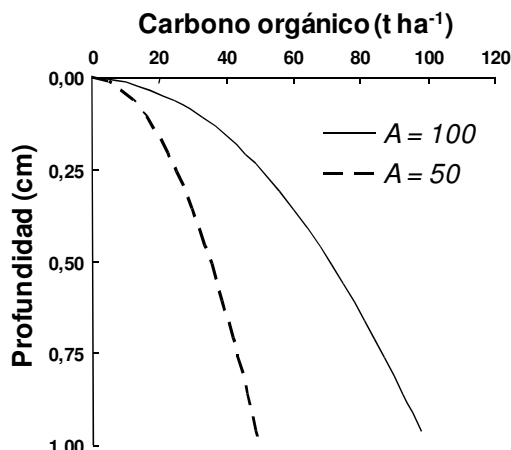


Figura 4.10: Carbono orgánico acumulado con el modelo potencial. Ejemplos contruidos con el mismo parámetro B y distinto parámetro A .

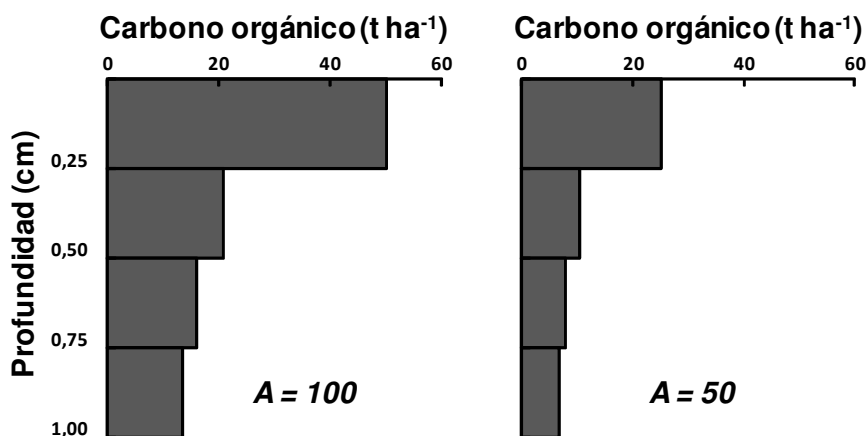


Figura 4.11: Carbono orgánico por estrato de profundidad. Dos ejemplos contruidos a partir de la transformación de los datos de la Figura 4.10.

La Figura 4.11 muestra que las diferencias son de 25 toneladas en la primera capa y de 5 toneladas en la última. Si el parámetro B es igual en todos los tratamientos muestreados, las diferencias porcentuales encontradas son las mismas en todas las profundidades. Sin embargo, con el análisis usando modelos mixtos se detectaron diferencias entre parques y sitios agrícolas solamente hasta los 50 cm. Esto podría deberse a que la diferencia mínima detectable depende del número de muestras y del nivel de confianza, rondando esta diferencia en 5 t C ha^{-1} (Garten & Wulscheger 1999). En el caso los suelos muestreados la diferencia entre sitios cultivados con los parques fue de 4 t C ha^{-1} para 50-75 cm y de 1 t C ha^{-1} para 75-100 cm, limitando la posibilidad de detectarlas como significativas.

Los parámetros del modelo potencial podrían ser explicados por las variables de sitio. En otros trabajos, los parámetros de las funciones que describen la distribución del carbono se han correlacionado con variables de sitio para aproximar a los contenidos de carbono hasta 1 metro de profundidad (Minasny *et al.* 2006). En este estudio no se encontró una clara asociación entre el parámetro B de distribución y las variables climáticas, edáficas y de uso ($R^2 <$

0,20). Tampoco fue posible estimar el parámetro B con redes neuronales utilizando variables climáticas (precipitación y temperatura), de suelo (arcilla, limo, pH, conductividad y carbono) ni de uso.

Globalmente se ha descrito que la distribución vertical del carbono tiene una fuerte asociación con la vegetación, mayor que con el clima, y lo opuesto ocurre con la masa de carbono (Jobbágy & Jackson 2000). Comparando regiones de China, no se encontraron diferencias en la distribución del carbono del suelo entre regiones climáticas y sí entre biomas (Yang *et al.* 2007). Los contenidos de carbono bajo pastizales y bosques están más estratificados que en suelos cultivados (Yang *et al.* 2007). En los suelos anegados, la estratificación también es menor (Titlyanova *et al.* 1994). Sin embargo, estos trabajos están basados en relevamientos de biomas, por lo que la vegetación es un efecto de clima y suelo. En este trabajo se ha observado que la vegetación afecta las cantidades de carbono acumuladas en el suelo pero que no tiene efecto sobre la distribución en el perfil bajo condiciones climáticas y edáficas similares.

La masa de carbono orgánico en profundidad está muy relacionada con la masa en superficie. Se pudo estimar el carbono en profundidad usando el dato superficial, independientemente del tipo de vegetación. Usando el mismo parámetro B para todos los tipos de vegetación se lograron buenos ajustes. El modelo potencial resulta ser una herramienta sencilla para estimar el carbono en profundidad. Con redes neuronales se lograron los mismos resultados pero utilizando un mayor número de variables. En este caso también, la variable de más peso en la red fue el carbono orgánico superficial.

Modelización de los contenidos de carbono de los suelos pampeanos

La estimación de los contenidos de carbono de los suelos a distintas profundidades se ha tornado de importancia para estimar los contenidos de una región (Minasny *et al.* 2006, Meersmans *et al.* 2008), país (Bernoux *et al.* 2002) o todo el Mundo (Batjes 1996). Estas estimaciones se realizan a partir de variables de suelo, clima y uso. Las variables de suelo y uso en este trabajo fueron medidas y las climáticas estimadas para cada sitio. Para generar un set de datos climáticos se usó el software LocClim que simuló bien las características climáticas de regiones en las que se contaba con más de 100 años de datos. Este programa ha sido evaluado anteriormente y ha mostrado un buen desempeño (Mokany *et al.* 2006).

La profundidad tuvo un fuerte impacto en los contenidos de carbono de los suelos. Esta variable también ha sido primordial clasificando contenidos superficiales y subsuperficiales en árboles de regresión (Alvarez 2008). La temperatura y la precipitación han sido anteriormente también de importancia para el modelado del carbono. En otros trabajos, el clima ha sido identificado como el factor de mayor efecto sobre las cantidades de carbono orgánico (Yang *et al.* 2007). El tipo de uso, si bien ha tenido un efecto significativo en algunos casos, no es el que mejor explica los contenidos de carbono. El resto de las variables como la textura, el pH y la conductividad tuvieron menor importancia relativa y no se incorporaron en los modelos de redes neuronales. Esto podría deberse a que tienen poco efecto, o que su efecto podía estar subrogado con la incorporación de alguna otra variable.

El modelo generado por regresión múltiple tuvo un desempeño aceptable ($R^2 = 60\%$), pero el modelo de red neuronal se ajustó mejor a los datos ($R^2 = 66\%$). La red neuronal tuvo un desempeño similar a otras estimaciones realizadas con redes neuronales para datos similares de otras regiones (Minasny *et al.* 2006). El modelo generado para la tesis es el primero en la Región

Pampeana que incorpora el tipo de uso y puede ser usado para estimar contenidos de carbono orgánico bajo distintos escenarios de uso del suelo (Cerri *et al.* 2007).

Para la generación de mapas de carbono es común la interpolación de datos puntuales, y en la Región Pampeana también se han realizado mapas de carbono con sistemas de información geográfica (Cruzate & Rivero 2008). Para estimar la distribución horizontal del carbono el *ordinary kriging* es el método de interpolación más usado. El mismo ha sido usado a partir de la interpolación de datos empíricos (Mishra *et al.* 2009, Chai *et al.* 2008, D'Acqui 2007). Para mejorar estimaciones espaciales en una región, a las interpolaciones con *kriging* se le han agregado variables topográficas (Chai *et al.* 2008) y mapas de tipo de cobertura (D'Acqui 2007). Sin embargo, una interpolación simple de puntos de muestreo mediante *ordinary kriging* resulta inefectiva para ajustar un mapa de carbono orgánico en áreas fragmentadas por el uso agrícola (D'Acqui 2007) como la Región Pampeana.

Es posible incorporar la fragmentación en los mapas mediante imágenes satelitales. En las mismas se seleccionan píxeles que representan patrones o rasgos de cobertura que se identifican con los datos del relevamiento del terreno. Mediante la clasificación en función de las condiciones de uso o bioma muestreados se puede asignar una clase a cada píxel. Así, es posible obtener las superficies correspondientes a cada clase que, ponderadas por el contenido de carbono estimado por la red neuronal, permitirían elaborar una aproximación del contenido de carbono de los suelos pampeanos a una escala de mayor detalle (ej.: 250x250 m). Estos conocimientos permitirán estimar el posible impacto antrópico en el futuro sobre la emisión de carbono a la atmósfera desde los agrosistemas pampeanos. Los resultados logrados servirán de base para próximos estudios que apunten a cuantificar la capacidad de secuestro de carbono de los suelos ante manejos productivos diferentes. Esto tiene la limitación de que los rendimientos aumentan, las rotaciones cambian y los balances de carbono evolucionan (Alvarez *et al.* 2009), y el modelo fue generado considerando la historia de uso pasada, no la futura. Además, no se tiene computado el tiempo necesario para el cambio, porque no fue una variable medida e incorporada en el modelo. Como también se prevé un aumento en los niveles de CO₂ atmosféricos, con efectos sobre la mineralización y la productividad de las plantas por fertilización de CO₂, que la red no modeliza (Batjes 1996, Scholes *et al.* 1997, Smith 2004).

En un análisis global, Goudie (1972) reportó que hay una alta correlación significativa entre la acumulación de carbonatos y los contenidos de arcilla y limo de los suelos. Hay mayores contenidos de carbonatos en donde hay más arcilla y limo. En este trabajo no se han podido modelar los contenidos de carbono de carbonatos ni el carbonato presente en la masa de suelo. El carbono de la tosca fue estimado de forma precaria. Sin embargo, debido a las cantidades importantes encontradas en la Región Pampeana en el futuro es necesario poder realizar mejores aproximaciones a los contenidos de carbono inorgánico de los suelos.

CAPITULO 5: CONSIDERACIONES FINALES

Esta tesis apuntó a determinar el impacto del uso del suelo y la vegetación sobre la masa de carbono orgánico e inorgánico secuestrada en los suelos de la Región Pampeana y su distribución vertical. El carbono de los suelos está compuesto principalmente por el carbono presente en la materia orgánica (carbono orgánico) y el acumulado en los carbonatos (carbono inorgánico) (Lal 2008). La vegetación afecta la masa de carbono del suelo, y la forma en que el carbono se distribuye en el perfil. Utilizando 2473 perfiles de suelos de China (Yang *et al.* 2007), o seleccionando 694 perfiles de bases de datos mundiales (Jobbágy & Jackson 2000), se han encontrado diferencias en la distribución del carbono entre biomas, arribándose a la conclusión de que, mediante patrones de locación diferente, la vegetación es el mayor determinante de la distribución vertical del carbono. Sin embargo, estos trabajos están realizados a partir de bases de datos de diferentes biomas. Los biomas tienen distintos tipos de vegetación, pero también distintas condiciones de clima y suelo (Post 1982). Por estos motivos, podrían existir efectos confundidos en esos trabajos. Para separar estos efectos aquí se utilizaron tratamientos apareados donde distintos tipos de vegetación y formas de uso se compararon bajo escenarios de clima y suelo similares. Uno de los propósitos más importantes de esta tesis fue probar la hipótesis de que distintos tipos de vegetación tienen distinto perfil de acumulación de materia orgánica, bajo las mismas condiciones de suelo y clima.

Se encontró que en la Región Pampeana la vegetación y el uso del suelo afectaron la masa de carbono secuestrada (Figura 3.11), pero que no tuvo impacto sobre la distribución del carbono en profundidad (Tabla 3.2), rechazando así la hipótesis planteada. Esto se determinó a partir de la comparación de los parámetros del modelo potencial ($y = A x^B$) (Tabla 3.2) ajustado para casi 400 perfiles de suelo. Se compararon los parámetros B del modelo potencial, que describen la forma de acumulación del carbono entre tipos de vegetación y formas de uso. Si bien se encontró un amplio rango de variación de los parámetros B , el promedio fue similar en todos los tratamientos, y no hubo diferencias significativas entre ellos. Además, con el modelo potencial, usando el contenido de carbono orgánico 0-25 cm, fue posible estimar el contenido de carbono a 1 metro con un $R^2 = 0,73$ (Figura 3.22). Estos resultados generan un aporte para predecir consecuencias del cambio en los tipos de uso o vegetación sobre el carbono del suelo. Los modelos de simulación de carbono más utilizados solo estiman los contenidos de carbono para los primeros 20 o 30 cm de suelo (Cerri *et al.* 2007), y los resultados de la tesis pueden ser una herramienta útil para calcular las masas de carbono secuestradas en profundidad.

En regiones áridas y semiáridas el carbono de carbonatos puede representar más de la mitad del carbono del suelo (Li *et al.* 2007), pudiendo la agricultura causar pérdidas de carbonatos en algunos casos (Wu *et al.* 2009). Debido a que en muchos suelos de la Región Pampeana aparece una capa de carbonatos muy importante u horizonte petrocálcico (Buschiazzi 1986) a diferentes profundidades, se planteó la hipótesis de que el uso del suelo afectó los contenidos de carbonatos. Se encontró que el carbono de carbonatos representa un 35 % del carbono total de los suelos pampeanos (Figura 3.18). Sin embargo los contenidos son muy diferentes según las subregiones (Figura 3.20). En la Pampa Ondulada el contenido de carbonatos fue muy bajo, en cambio en la porción semiárida el carbono de carbonatos representó más de la mitad del carbono, y el 95 % se encontró por debajo de los 25 cm, como pasa en otros

suelos del Mundo (Deneff *et al.* 2008). Como no fue posible medir el espesor del horizonte petrocálcico en todos los sitios de muestreo, se utilizó un promedio estimado para poder calcular el contenido de carbono de carbonatos hasta 1 metro. Las comparaciones entre tratamientos se realizaron por un lado sólo con el carbonato presente en la masa del suelo y, por otro lado, sumando también la capa de tosca a ese carbonato. En ambos casos se obtuvieron los mismos resultados. Por esto se rechazó la segunda hipótesis. Este es el primer trabajo a escala regional de evaluación de masas de carbonatos en suelos de la Región Pampeana, pero resulta necesario mejorar la estimación del contenido, y concentrar la atención en aquellas zonas en donde el horizonte petrocálcico está presente, como la Región Semiárida y la Pampa Austral.

Es en general conocido que la agricultura reduce los contenidos de carbono orgánico de los suelos (Houghton *et al.* 1983). La Región Pampeana es una extensa región agrícola, y hay numerosos trabajos que muestran el mismo efecto en las primeras capas del suelo (Andriulo & Cordone 1998, Alvarez 2001, Michelena *et al.* 1988), pero poco se sabía sobre la variación de la masa de carbono secuestrado en profundidad. En esta tesis se planteó la hipótesis de que la acumulación de carbono orgánico en profundidad ha sido afectada por el uso, y se evaluó la magnitud de los efectos. Bajo arboledas aumentó el contenido de carbono orgánico hasta 1 metro, mientras que la agricultura tuvo efectos depresores hasta los 50 cm (Figura 3.10) y estos resultados fueron independientes de los tipos de suelo. De esta manera no hay evidencias para rechazar la hipótesis planteada.

La evaluación de la capacidad de secuestro de carbono de los suelos se ha tornado de importancia ante la posibilidad de usar a los mismos como sumideros de carbono y mitigar el efecto invernadero (Mishra *et al.* 2009). En esta tesis se encontró una caída en los niveles de carbono orgánico en toda la Región Pampeana y se estimó un contenido actual de 5600 Mt. Anteriormente se había probado una caída significativa de los contenidos de carbono superficial por uso agrícola a nivel regional sólo en la Pampa Ondulada (Alvarez 2005). Los trabajos previos, además, utilizaron los relevamientos realizados por el INTA, principalmente entre 1960 y 1980, y modelos de simulación para obtener resultados a escala regional. Esta tesis presenta resultados empíricos y actualizados, en donde las pérdidas estimadas por agricultura ascienden a 400 Mt de carbono, las que duplican las estimaciones anteriores (Figura 4.9). Si bien es un resultado local, puede ser de interés para estimaciones globales debido a que se trata de una superficie importante.

Se construyó un modelo de regresión múltiple (Figura 3.30) y una red neuronal (Figura 3.31) que presentan los efectos de las condiciones de suelo, de clima y de manejo sobre los contenidos de carbono orgánico del suelo. Esto permitió cumplir con el objetivo de la tesis referente a modelización. Los modelos generados pueden ser utilizados, junto con mapas de uso obtenidos del procesamiento de imágenes satelitales, para obtener información detallada de los contenidos actuales de carbono de los suelos pampeanos.

Esta tesis exploró solamente masas de carbono acumuladas en el suelo y no calidades. Tampoco tuvo en cuenta el tiempo necesario para que se produzcan cambios. Estudios anteriores muestran que las formas lábiles de la materia orgánica son primeramente y más profundamente afectadas por el cultivo que el total de materia orgánica del suelo (Barrios *et al.* 1996, Bremen *et al.* 1995, Wu *et al.* 2004). Con la biblioteca de muestras generadas podría determinarse la labilidad de la materia orgánica. Las formas lábiles de la materia orgánica tienen tiempos de *turnover* de unos pocos meses a 1-2 años, mientras que las formas estables pueden tenerlos de más de 1000 años (Parton *et al.*

1993). Bajo los tipos de uso muestreados es posible que las formas más lábiles de la materia orgánica fueran más impactadas que el total del carbono, tanto en superficie como en profundidad. Con esa información, el seguimiento en cronosecuencias de los niveles de carbono según tipos de uso y el auxilio de modelos de simulación, se podría entender mejor el ciclado del carbono en los suelos de la región. La modelización es una tarea pendiente posterior a esta tesis que servirá como base para próximos estudios que apunten a cuantificar la capacidad de secuestro de carbono de los suelos ante cambios en los manejos productivos en el futuro.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Aber, JD & JM Melillo. 2001. *Terrestrial Ecosystems*. San Diego. Harcourt and Science Technology Company. 556 pp.
- Alvarez, R & CR Alvarez. 2001. Temperature regulation of soil carbon dioxide production in the Humid Pampa of Argentina: estimation of carbon fluxes under climate change. *Biol Fertil Soils*. 34:282-285.
- Alvarez, R & RS Lavado. 1998. Climatic control of the organic matter of the Pampas and Chaco soils. *Geoderma* 83: 127-141.
- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. *Soil Use Manage* 17: 62-66.
- Alvarez, R. 2005. Carbon stocks in pampean soils: a simple regression model for estimation of carbon storage under non degraded scenarios. *Comm. Soil Sci. Plant Anal*. 36:1583-1589.
- Alvarez, R. 2006. *Materia orgánica, valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires, Argentina. 206 pp.
- Alvarez, R. 2009. Predicting average regional yield and production of wheat in the Argentine Pampas by an artificial network approach. *Europ J Agron* 30:70-77.
- Alvarez, R; H Steinbach; A. Bono & G. Berhongaray. 2009. Balance de carbono y nivel de materia orgánica en suelos agrícolas de la región pampeana. *Actas del Simposio "Efectos de la Agricultura, la Lechería y la Ganadería en el Recurso Natural Suelo: Impactos y Propuestas"*. Montevideo, Uruguay. Pp 49-54.
- Alvarez, R; OJ Santanatoglia & R Garcia. 1995. Soil respiration and carbon inputs from crops in a wheat-soybean rotation under different tillage systems. *Soil Use Manage*. 11:45-50.
- Amato, M. 1983. Determination of ^{12}C and ^{14}C in plant and soil. *Soil Biol Biochem* 15: 611-612.
- Amelung, W; W Zech; X Zhang; RF Follett; H Tiessen; et al. 1998. Carbon; nitrogen; and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climate. *Soil Sci Soc Am J* 62:172-181.
- Andriulo, A & G Cordone. 1998. Impacto de labranzas y rotaciones sobre la materia orgánica de suelos de la Región Pampeana Húmeda. Pp 65-96, en: JL Panigatti; H Marelli; D Buschiazzi & R Gil (eds.). *Siembra directa. Hemisferio Sur*; Buenos Aires; Argentina.
- Arrouays, D & P Pelissier. 1994. Changes in carbon storage in temperate humid loamy soils after forest clearing and continuous cropping in France. *Plant Soil* 160: 215-223.
- Arteta, RL. 2001. Comparación de métodos de análisis mecánico de suelos. *TERRA Latinoamericana* 19:219-225.
- Baldi, G; JP Guerschman & JM Paruelo. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agric Ecosys Environ* 116:197-208.

- Barrios, E; RJ Buresh & JI Sprent. 1996. Organic matter in soil particle size and density fractions from maize and legume cropping systems. *Soil Biol Biochem* 28:185-193.
- Batchelor, WD; XB Yang & AT Tschanz. 1997. Development of a neural network for soybean rust epidemics. *Trans ASAE* 40:247-252.
- Batjes, NH. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Europ J Soil Sci* 47:151-163.
- Batjes, NH. 2008. Mapping soil carbon stocks of Central Africa using SOTER. *Geoderma* 146:58-65.
- Berhongaray, G & R Alvarez. 2008. Evaluación del IPCC TOOL como herramienta para estimar el stock de carbono orgánico de suelos pampeanos y chaqueños. *Actas del XXI Congreso Argentino de Ciencias del Suelo*. Pp 175.
- Bernoux, M; D Arrouays; CC Cerri & H Bourennane. 1998. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisols of the western Brazilian Amazon (Rondonia). *Soil Sci* 163:941-951
- Bhatti, JS & C Tarnocai. 2009. Influence of climate and land use change on carbon in agriculture; forest; and peatland ecosystems across Canada. Pp. 47-70. En R Lal (Ed). *Soil carbon sequestration and greenhouse effect*.
- Biasi, C; SE Lind; NM Pekkarinen; Huttunen JT; Shurpali NJ et al. 2008. Direct experimental evidence for the contribution of lime to CO₂ release from managed peat soil. *Soil Biol Biochem* 40:2660-2669.
- Bishop, TFA; AB McBratney & GM Laslett. 1999. Modelling soil attribute depth function with equal-area quadratic smoothing splines. *Geoderma* 91:27-45.
- Bono, A; R Alvarez; DE Buschiazzo & RJC Cantet. 2008. Tillage effects on soil carbon balance in a semiarid agroecosystem. *Soil Sci Soc Am J* 72:1140-1149.
- Bóo, RM; DV Peláez; SC Bunting; ER Elía & MD Mayor. 1996. Effect of fire on grasses in central semi-arid Argentina. *J Arid Environ* 32: 259-269.
- Brady, NC. 1990. *The nature and properties of soils*. New York: Macmillan. 621 pp.
- Bremer, E; BH Ellert & HH Janzen. 1995. Total and light-fraction carbon dynamics during four decades after cropping changes. *Soil Sci Soc Am J* 59: 1398-1403.
- Buschiazzo, DE & V Taylor. 1993. Efectos de la erosión eólica sobre algunas propiedades de suelos de la región Semiárida Pampeana Central. *Ciencia del Suelo*. 10/11:46-53.
- Buschiazzo, DE. 1986. Estudio sobre la tosca. Parte I: Evidencias de un movimiento descendente del carbonato en base a la interpretación de características macro y geomorfológicas. *Ciencia del Suelo* 4: 55-65.
- Calhoun, FG; NE Smeck; BL Slater; JM Bigham, & GF Hall. 2001. Predicting bulk density of Ohio soils from morphology, genetic principles, and laboratory characterization data. *Soil Sci Soc Am J* 65:811-819.

- Canadell, J; RB Jackson; JR Ehleringer; HA Mooney; OE Sala & ED Schulze. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108:583-595.
- Casanovas, EM; Echeverría HE & Studdert GA 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. I Contenido total y de distintas fracciones. *Ciencia del Suelo* 13:16-20.
- Cebrian, J & CM Duarte. 1995. Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science*. 268:1606-1608.
- Cerri, CEC; M Easter; K Paustian; K Killian; K Coleman et al. 2007. Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. *Agric Ecosys Environ* 122:58-72.
- Chai, X; C Shen; X Yuan & Y Huang. 2008. Spatial prediction of soil organic matter in the presence of different external trends with REML-EBLUP. *Geoderma* 148:159-166.
- CIA World Factbook. 2008. (disponible en: www.cia.gov).
- CNA. 2002. Censo Nacional Agropecuario. (disponible en: www.indec.gov.ar)
- Conover, WJ. 1999. *Practical Nonparametric Statistics*. John Wiley & Sons Inc., New York.
- Cruzate, GA & E Rivero. 2008. Mapas de disponibilidad de macro y micronutrientes y pH en la Región Pampeana. *Actas del XXI Congreso Argentino del Ciencia del Suelo*. Pp 219.
- D'Acqui, LP; CA Santi & F Maselli. 2007. Use of ecosystem information to improve soil organic carbon mapping of a mediterranean island. *J Environ Qual* 36:262-271.
- Davidson, EA & IL Ackerman. 1993. Changes on soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20:161-193.
- Davis, MR & LM Condron. 2002. Impact of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: a review of paired-site studies. *Aust J Soil Res* 40:675-690.
- Denef, K; CE Stewart; J Brenner & K Paustian. 2008. Does long-term center-pivot irrigation increase soil carbon stock in semi-arid agro-ecosystems? *Geoderma*. 145:121-129.
- Díaz-Hernández, JL; E Barahona Fernández & J Linares González. 2003. Organic and inorganic carbon in soils of semiarid regions: a case study from the Guadix-Baza basin (Southeast Spain). *Geoderma* 114:65-80.
- Díaz-Zorita. 1999. Soil organic carbon recovery by the Walkley-Black method in a typic hapludoll. *Comm Soil Sci Plant Anal* 30:739-745.
- Dixon, RK; S Brown, RA Houghton, AM Solomon; MC Trexler & J Wisniewski. 1994. *Science* 263:185-194.
- Duchaufour, PH. 1975. *Edafología*. Editorial Toray-Masson. Barcelona.
- Emmerich, WE. 2003. Carbon dioxide fluxes in a semiarid environment with high carbonate soils. *Agric Forest Meteorol* 116:91-102.

- Epstein, HE; IC Burke & WK Lauenroth. 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the US Great Plains. *Ecology* 83(2):320-327.
- Epstein, HE; WK Lauenroth & IC Burke. 1997. Effects of temperature and soil texture on ANPP in the US Great Plains. *Ecology* 78:2628-2631.
- FAO. 2006. LocClim Local Climate Estimator Version 1.10. FAO/SDRN. Rome; Italy.
- Ferraro, DO & M Oesterheld. 2002. Effect of defoliation on grass growth. A quantitative review. *OIKOS* 98:125-133.
- Fila, G; G Bellocchi; M Acutis & M Donatelli. 2003. IRENE: a software to evaluate model performance. *Eur J Agron* 18:369-372.
- Finke, PA & JL Hutson. 2008. Modelling soil genesis in calcareous loess. *Geoderma*. 145:462-479.
- Follet, RF; JM Kimble; EG Pruessner; S Samson-Liebig & S Waltman. 2009. Soil organic carbon stock with depth and land use at various U.S. sites. Pp 29-46. En: R Lal. Soil carbon sequestration and the greenhouse effect. ASA-CSSA-SSSA, Madison, USA.
- Fontana, F; M Paturlane; M Saks; A Quiroga. 2009. Efecto del espesor del suelo sobre propiedades edáficas y rendimiento de trigo en La Región Semiárida Pampeana. *Publicación Técnica INTA Anguil* 6:15-22.
- Franzluebbers, AJ; FM Hons & DA Zuberer. 1995. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *App Soil Ecol*. 2:95-109.
- Franzluebbers, AJ & RF Follett. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential in agricultural regions of North America: introduction. *Soil Till Res* 83: 1-8
- Freibauer, A; MAD Rounsewell; P Smith & J Verhagen. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23
- Frenguelli, J. 1955. Loess y Limos Pampeanos. Serie Técnica y Didáctica N° 7. Ministerio de Educación de la Nación, Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo de La Plata. La Plata, Argentina.
- Galantini, J. 2005. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. *Actas Jornadas Materia Orgánica y Sustancias Húmicas*. Argentina.
- Gallego, FJ. 2004. Remote sensing and land cover area estimation. *Int J Rem Sensing* 25(15):3019-3047.
- Garten, CT & SD Wullschlegel. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): measurement limitations. *J Environ Qual* **28**:1359–1365.
- Gee, GW & JW Bauder. 1996. Particle-size analysis. En *Methods of Soil Analysis* pág. 383-412; Soil Sci. Soc. Am. Book Series 5; Part. 3-Physical and Mineralogical Methods. Madison; Wisconsin; USA.

- Georgen, PG. 1986. Root growth and water uptake patterns of cotton, sunflower, and kochia, and their relationship to caliche. Tesis de maestría, Texas Tech University, USA.
- Gill, RA & IC Burke. 1999. Ecosystem consequences of plant life form changes at three sites in the semiarid United States. *Oecologia* 121: 551-563
- Goudie, A. 1972. The chemistry of world calcrete deposits. *J Geology* 80:449-463.
- Grant, RF; RC Izaurralde & DS Chanasyk. 1995. Soil temperature under different surface managements: testing a simulation model. *Agric Forest Meteorol.* 73:89-113.
- Grimm, R; T Behrens; M Märker & H Elsenbeer. 2008. Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island – Digital soil mapping using Random Forests analysis. *Geoderma* 146:102-113.
- Guerschman, JP & JM Paruelo. 2005. Agricultural impacts on ecosystems functioning in temperate areas of North and South America. *Global Planet Change.* 44: 170-180.
- Guo, LB & M Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob Change Biol* 8:345-360.
- Guo, LB; AL Cowie; KD Montagy & RM Gifford. 2008. Carbon and nitrogen stocks in native pasture and adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. Plantation in Australia. *Agric Ecosys Environ* 124:205-218.
- Guo, LB; M Wang & RM Gifford. 2007. the change of soil carbon stock and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant Soil* 299:251-262.
- Hall, AJ; CM Rebella; CM Ghersa & JP Culot. 1992. Field crop systems of the Pampas. Pp. 413-450 en: CJ Pearson (ed.). *Field crop ecosystems of the World* 18. Elsevier, Amsterdam.
- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191:77-87.
- Houghton, RA; JE Hobbie; JM Melillo; B Moore; BJ Peterson; GR Shaver & GM Woodwell. 1983. Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980: a net flux release of CO₂ to the atmosphere. *Ecol Monograph* 53:235-262.
- INDEC. 2001. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. (disponible en: www.indec.gov.ar).
- INDEC-INTA-IICA. Buenos Aires: Pp. 1-76.
- INTA.; 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. 525 pp.
- INTA; MAGPSF.; 1981. Mapa de suelos de la Provincia de Santa Fe. Parte I. 245 pp.
- INTA; MAGPSF.; 1983. Mapa de suelos de la Provincia de Santa Fe. Parte II. 216 pp.
- INTA; MEPLP; FALP.; 1980. Inventario de los recursos naturales de la Provincia de la Pampa. 493 pp.

- IPCC 2003. IPCC Tool for Estimation of Soil Carbon Stock changes. (disponible en <http://www.ipcc-iges.or.jp>)
- IPCC. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture; Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N₂O emissions from managed soils; and CO₂ emissions from lime and urea application. 11.1-11.54.
- ISSS, ISRIC & FAO. 1998. World Reference Base for Soil Resources. Worl Soil Resources Report 84. FAO. Rome.
- Jackson RB; Canadell J; Ehleringer JR; Mooney HA; Sala OE; Schulze ED. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108: 389-411
- Jackson, RB; J Canadell; JR Ehleringer; HA Mooney; OE Sala & ED Schulze. 1996. A global analysis of root distribution for terrestrial biomes. *Oecologia* 108:389-411.
- Jenkinson, DS; PR Poulton & C Bryant. 2008. The turnover of organic carbon in subsoils. Part 1. Natural and bomb radiocarbon in soil profiles from the Rothamsted long-term field experiments. *Europ J Soil Sci* 59:391-399.
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol App* 10:423-436.
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2001. The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. *Biogeochem* 53:51-77.
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grassland to forest. *Biogeochem* 64:205-229.
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2007. Groundwater and soil Chemicals changes under phreatophytic tree plantation. *J Geophys Res* 112, G02013, 1-15.
- Jobbágy, EG; OE Sala & JM Paruelo. 2002. Patterns and controls of primary production in the Patagonian Steppe: a remote sensing approach. *Ecology* 83:307-319.
- Jones, RJA; R Hiederer; E Rusco & L Montanarella. 2005. Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *Eur J Soil Sci* 56: 655-671.
- Jorgensen, SE & G Bendoricchio. 2001. Fundamentals of ecological modeling. Third ed. Elsevier, Oxford, UK. 530 pp.
- Juan, NA; MP Azcárate & AJ Pordomingo. 2001. Valor nutritivo de forrajes; granos y suplementos disponibles en la región de influencia del INTA Anguil; En Investigación en producción animal 1995-1999. Región Subhúmeda y Semiárida Pampeana. INTA; Anguil; Argentina.
- Kaul, M; RL Hill & C Walthall. 2005. Artificial neural networks for corn and soybean yield prediction. *Agric Syst* 85:1-18.
- Kleinbaum, DG & LL Kupper. 1979. Applied regression analysis and other multivariable methods. Duxbury Press; Massachusetts; USA. 555pp.
- Kong X; TH Dao; J Qin; H Qin; C Li & F Zhang. 2009. Effect of soil texture and land use interaction on organic carbon in soils in North China cities' urban fringe. *Geoderma* 154:86-92.

- Lal, R. 2000. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. *Adv Agron* 71:145-191.
- Lal, R. 2007. Soil science and the carbon civilization. *Soil Sci Soc Am J* 71:145-1437.
- Lal, R. 2008. Carbon sequestration. *Phil Trans R B* 363:815-830.
- Landi, A; AR Mermut & DW Anderson. 2003. Origin and rate of pedogenic carbonate accumulation in Saskatchewan soils; Canada. *Geoderma* 117:143-156.
- Lauenroth, WK; IC Burke & JM Paruelo. 2000. Patterns of production and precipitation-use efficiency of winter wheat and native grasslands in the central great plains of the United States. *Ecosystems* 3:334-351.
- Lee, JHW; Y Huang; M Dickman & AW Jayawardena. 2003. Neural network modeling of coastal algal blooms. *Ecol Mod* 159:179-201.
- Leifeld, J & I Kögel-Knaber. 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use?. *Geoderma* 124:143-155
- Li, ZP; FX Han; Y Su; TL Zhang; B Sun et al. 2007. Assessment of soil organic and carbonate carbon storage in China. *Geoderma* 138: 119-126.
- Liang, BC; CA Campbell; BG McConkey; G Padbury & P Collas. 2005. An empirical model for estimating carbon sequestration on the Canadian prairies. *Can J Soil Sci* 85:549-556
- Lieth, H. 1972: Modelling the primary productivity of the world. *Nature and Resources; UNESCO; VIII*; 2:5-10.
- Littell, RC; PR Henry & CB Ammerman. 1998. Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. *J Anim Sci* 76:1216-1231.
- Loeppert, RH & DL Suarez. 1996. Carbonate and gypsum. Pp. 437-474 in: *Methods of Soil Analysis. Soil Sci. Soc. Am. Book Series 5; Part. 3-Chemical Methods. Madison; Wisconsin; USA.*
- Maas, EV & GJ Hoffman. 1977. Crop Salt Tolerance: Current Assessment. *J Irrig Drain Div* 103:115-134.
- Mahibbur, RM & Z Govindarajulu. 1997. A modification of the test of Shapiro and Wilks for normality. *J Appl Stat* 24:219-235.
- Marion, GM & WH Schlesinger. 1994. Quantitative Modelling of soil Forming Processes in Desert: The CALDEP and CALGYP Models. *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes; SSSA Special Publication 39*: 129-145.
- Marion, GM; WH Schlesinger & PJ Fonteyn. 1985. CALDEP: a regional model for soil CaCO_3 (calchite) deposition in southwestern deserts. *Soil Sci* 139(5):468-481.
- Martens, DA. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol Biochem* 32:361-369.
- Martens, DA; W Emmerich; JET McLain & TN Johnsen. 2005. Atmospheric carbon mitigation potential of agricultural management in the southwestern USA. *Soil Till Res* 83:95-119.

- Meersmans, J; F De Ridder; F Canter; S De Baets & M Van Molle. 2008. A multiple regression approach to assess the spatial distribution of soil organic carbon (SOC) at regional scale (Flanders; Belgium). *Geoderma* 143:1-13.
- Michelena, R; C Iruetia; A Pittaluga; F Vavruska & M Sardi. 1988. Degradación de los suelos en el sector norte de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 6:60-66.
- Milchunas, DG & WK Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecol Monograph* 63:327-366.
- MinAgri. 2010. Series y estadísticas agrícolas. (disponible en: www.minagri.gob.ar)
- Minasny, B; AB McBratney; ML Mendoça-Santos; IOA Odeh & B Guyon. 2006. *Austr J Soil Res* 44:233-244.
- Mishra, U; R Lal; B Slater; F Calhoun; D Liu & M Van Meirvenne. 2009. Predicting soil organic carbon stock using profile depth distribution functions and ordinary kriging. *Soil Sci Soc Am J* 73:614-621.
- Mokany, K; RJ Raison & AS Prokushkin. 2006. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biol* 12:84-96.
- Monti, A & A Zatta. 2009. Root distribution and soil moisture retrieval in perennial and annual energy crops in Northern Italy. *Agric Ecosys Environ* 132:252-259.
- Moreno, F; JM Murillo; F Pelegrín & IF Girón. 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO_3 . *Soil Till Res* 85:86-93.
- Moscatelli, G. 1991. Los suelos de la Región Pampeana. En: *El desarrollo agropecuario pampeano*.
- Mueller, HG; & PL Zhao. 1995. On a semiparametric variance function model and a test for heteroscedasticity. *Ann Stat* 23:946-967.
- Myers, RH. 1986. Classical and modern regression with applications. PWS-KENT, Boston, USA. 488 pp.
- Negra, C; CC Sweedo; K Cavender-Bares & R O'Malley. 2008. Indicators of Carbon Storage in US Ecosystems: Baseline for terrestrial carbon accounting. *J Environ Qual* 37:1376-1382.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon; organic carbon; and organic matter. En *Methods of Soil Analysis* pág. 961-1010; Soil Sci. Soc. Am. Book Series 5; Part. 3-Chemical Methods. Madison; Wisconsin; USA.
- Neter, J; W Wasserman & MH Kutner. 1990. *Applied Linear Statistical Models*. Ed. Irwin Illinois; USA. 1172 pp.
- Noble, AD; S Suzuki; W Soda; S Ruaysoongnern & S Berthelsen. 2008. Soil acidification and carbon storage in fertilized pastures of Northeast Thailand. *Geoderma* 144:248-255.
- Nordt, LC; CT Hallmark; LP Wilding & TW Boutton. 1998. Quantifying pedogenic carbonate accumulation using stable carbon isotopes. *Geoderma* 82:115-136.

- Nosetto, MD; EG Jobbágy & JM Paruelo. 2005. Land-use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biol* 11:1101-1117.
- Nosetto, MD; EG Jobbágy; RB Jackson & GA Sznaider. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in dandy landscapes of the Inland Pampas. *Field Crops Res* 113:138-148.
- Oosterheld, M; J Loreti; M Semmartin & JM Paruelo. 1999. Grazing; fire; and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. Pp. 287-306 en: L Walker (ed.) *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam.
- Orellana, JA & MA Pilatti. 1994. La estabilidad de agregados como indicadores edáficos de sostenibilidad. *Ciencia del Suelo* 12:75-80.
- Park, SJ & PLG Vlek. 2002. Environmental correlation of three-dimensional soil spatial variability: a comparison of three adaptative techniques. *Geoderma* 109:117-140.
- Parton, WJ; JMO Scurlock; DS Ojima; TG Gilmanov; RJ Scholes et al. 1993. Observations and modelling of biomass and soil organic matter for the grassland biome worldwide. *Glob Biogeochem Cycles* 7: 785-809.
- Paruelo, JM; G Piñeiro; G Baldi; S Baeza; F Lezama et al. 2010. Carbon stocks and fluxes in rangelands of the Río de la Plata basin. *Range Ecol Manage* 63:94-108.
- Paruelo, JM; JP Guerschman; Piñeiro G; Jobbagy EG; Verón SR et al. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su analisis. *Agrociencia X(2):47-61*.
- Pazos, MS & SA Mestelan. 2002. Variability of depth to tosca in Udolls and soil classification, Buenos Aires province, Argentina. *Soil Sci Soc Am J* 66:1256-1264.
- Pazos, MS. 1990. El horizonte alfa: una capa desarrolladora en la interfase suelo-tosca. *Ciencia del Suelo* 8:75-78.
- Peltier, MR; CJ Wilcox & DC Sharp. 1998. Technical note: application of the Box-Cox data transformation to animal science experiment. *J Anim Sci* 76:847-849.
- Piñeiro, G; JM Paruelo; EG Jobbágy & RB Jackson. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. *Glob Biogeochem Cycles* 23, GB2003, 14 pp.
- Ponce-Hernández, R; FHC Marriott & PHT Beckett. 1986. An improved method for reconstructing a soil profile from analyses of small number of samples. *J Soil Sci* 37:455-467.
- Post, WM; WR Emanuel; PJ Zinke & AG Stangenberger. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298:156-159.
- Poulton, PR; E Pye; PR Hargreaves & DS Jenkinson. 2003. Accumulation of carbon and nitrogen by old arable land reverting to woodland. *Glob Change Biol* 9:942-955.

- Puignau, JP. 1993. Metodología de evaluación de pasturas. IICA; Montevideo; Uruguay. 151pp.
- Quiroga, AR & D Funaro. 2004. Materia orgánica; factores que condicionan su utilización como indicador de calidad en Molisoles de las Regiones Semiárida y Subhúmeda Pampeana. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo; actas en CD.
- Quiroga, AR; DE Buschiazzi & N Peinemann. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the Semiarid Argentinian Pampas. *Soil Sci* 161:104-108.
- Quiroga, AR; O Ormeño; R Jouli & F Avila. 2002. Sistemas de labranza en el cultivo de girasol. Relación con la aptitud de los suelos. Pp. 165-180 en: M. Díaz-Zorita y G. Duarte (eds.). Manual práctico para el cultivo de girasol. Hemisferio Sur.
- Raich, JW; EB Rastetter; JM Melillo; DW Kicklighter; AL Grace; B Moore III & CJ Vörösmarty. 1991. Potential net primary productivity in south America: application of a global model. *Ecol App* 1:399-429.
- Rasmussen, C. 2006. Distribution of soil organic and inorganic carbon pools by biome and soil taxa in Arisona. *Soil Sci Soc Am J* 70:256-265.
- Rearte, D. 2007. Distribución territorial de la ganadería vacuna. Programa Nacional de Carnes. INTA. (disponible en: www.inta.gov.ar)
- Rearte, D. 2010. Situación actual y prospectiva de la producción de carne vacuna. Programa Nacional de Carnes. INTA. (disponible en: www.inta.gov.ar)
- Reiners, WA. 1988. Achievements and challenges in forest energetics. Concepts of ecosystems ecology. Ecological studies 67. Springer –Verlag.
- Richard, G; H Boizard; J Roger-Estrade; J Boiffin & J Guérif. 1999. Field study of soil compaction due to traffic in Northern France: pore space and morphological analysis of the compacted zones. *Soil Till Res* 51:151-160.
- Richter, M; G Massen & I Mizuno. 1973. Total organic carbon and oxidable organic carbon by the Walkley-Black procedure in some soils of the Argentine Pampa. *Agrochem* 17:462-473.
- Rogers, LL & FU Dowla. 1994. Optimization of groundwater remediation using artificial neural networks with parallel solute transport modeling. *Water Res* 30:457-481.
- Rojstacter, S; Sterling S & Moore NJ. 2001. Human appropriation of photosynthesis products. *Science* 294: 2549-2552.
- Sadras, VO & Calviño PA. 2001. Quantification o grain yield response to soil depth in soybean; maize; sunflower and wheat. *Agron J* 93:577–583.
- Sauer D; Scherckmann G; Stahr K. 2007. A soil chronosequence in the semi-arid environment of Patagonia (Argentina). *Catena* 71:382-393.
- Saxton, KE & WJ Rawls. 2006 .Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Sci Soc Am J* 70(5):1569-1578.

- Schaao, MG; FJ Leij & MTh van Genuchten. 1998. Neural networks analysis for hierarchical prediction of soil hydraulic properties. *Soil Sci Soc Am J* 62:87-855.
- Schaap, MG & W Bouten. 1996. Modelling water retention curves of sandy soils using neural networks. *Water Res* 32:3033-3040.
- Schenk, HJ & RB Jackson. 2005. Mapping the global distribution of deep root in relation to climate and soil characteristics. *Geoderma* 126:19-140.
- Schlesinger, WH. 1977. Carbon balance in terrestrial detritus. *Ann Rev Ecol Syst* 8: 51-81.
- Schlesinger, WH. 2000. Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. *Agric Ecosys Environ* 82:121-127.
- Scholes MC; Powlson D; Tian G. 1997. Input control of organic matter dynamics. *Geoderma* 79:25-47.
- Schulp, CJE & A Veldkamp. 2008. Long-term landscape – land use interactions as explaining factor for soil organic matter variability in Dutch agricultural landscapes. *Geoderma* 146:457-465.
- Schulp, CJE & PH Verbug. 2009. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. *Agric Ecosyst Environ* 133:86-97.
- Schulp, CJE; GJ Nabuurs & PH Verburg. 2008. Future carbon sequestration in Europe - Effects of land use change. *Agric Ecosys Environ* 127:251-264.
- Scott Van Pelt, R & TM Zobek. 2009. Carbonaceous materials in soil-derived dust. Pp 235-391 en: R Lal (ed.). *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*.
- Senk, HJ & RB Jackson. 2005. Mapping the global distribution of deep roots in relation to climate and soil characteristics. *Geoderma* 126:129-140.
- Serna-Pérez, A; H Curtis Monger; JE Herrick & L Murray. 2006. Carbon dioxide emission from exhumed petrocalcic horizons. *Soil Sci Soc Am J* 70:795-805.
- Shen, J; R Li; F Zhang; Z Rengel & C. Tang. 2003: Orthogonal polynomial models to describe yield response of rice to nitrogen and phosphorus at different levels of soil fertility. *Nutr Cycling Agroecosyst* 65: 243-252.
- Shrestha, RK; JK Ladha & SK Gami. 2006. Total and organic soil carbon in cropping systems of Nepal. *Nutr Cycl Agroecosyst* 75:257-269.
- Slobodian, N; K Van Rees & D Pennock. 2002. Cultivation-induced effects on belowground biomass and organic carbon. *Soil Sci Soc Am J* 66:924-930.
- Smith, P. 2004. Soils as sinks: the global context. *Soil Use Manag.* 20:212-218.
- Snedecor, GW & WG Cochran. 1978. *Statistical Methods*. Ed. The Iowa State University Press; Ames; Iowa; USA. 572 pp.
- Soane, BD. 1990. The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil Till Res.* 16: 179-201
- Soil Taxonomy. 1975. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. USDA. 572 pp.

- Solbrig, OT & E Viglizzo. 1999. Sustainable farming in the Argentine Pampas: history, society, economy and ecology. DRCLAS, Working Papers on Latin America (Paper No. 99/00-1), Harvard University, Cambridge.
- Somaratne, S; Seneviratne G & Coomaraswamy U. 2005. Prediction of soil organic carbon across different land-use patterns: a neural network approach. *Soil Sci. soc. Am. J.* 25: 1580-1589.
- Soriano, A. 1991. Río de la Plata Grasslands. Pp. 367-407. En: RT Coupland (ed.). *Ecosystems of the world. 8A. Natural Grassland*. Elsevier, Amsterdam.
- Soussana JF; Loiseau P; Vuichard N; Ceschia E; Balesdent J; Chevalier T; Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manag.* 20: 219-230.
- SSSA, 1996. Glossary of soil science terms. Soil Science Society of America, Inc. Madison, USA. 138 pp.
- StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- Taboada, MA & RS Lavado. 2009. Alteraciones de la fertilidad de los suelos. El halomorfismo, la acidez, el hidromorfismo y las inundaciones. Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires, Argentina. 163 pp.
- Tan, ZX; Lal R; Smeck NE; Calhoun FG. 2004. Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. *Geoderma* 121: 187-195
- Teruggi, ME. 1957. The nature and origin of argentine loess. *J Sed Petrology* 27:322-332.
- Thurrow, TL; Blackburn WH; Warren SD; Taylor Jr. CA. 1987. Rainfall Interception by Midgrass; Shortgrass; and Live Oak Mottes. *Journal of Range Management.* 40: 455-460.
- Tisdale, S; WL Nelson; JD Beaton; JL Haulin. 1993. *Soil Fertility and Fertilizers*. Mcmillan Publishing Compan, New York, USA. 631pp.
- Titlyanova, AA; Bulavko GI; Mironycheva-Tokaraeva NP & Khvosshchvskaya MF. 1994. Organic carbon pool in the soil of western Siberia. *Eurasian Soil Science.* 27:14-22.
- Tricart, JLF. 1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida como base para los estudios edafológicos y agronómicos. Plan Mapa de Suelos de la Región Pampeana. INTA-Col. Científica, XII. Buenos Aires, Argentina.
- Uricarriet, S & R Lavado. 1999. Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* 17:37-44.
- Vázquez, ME; Berasategui LA; Chamorro E; Taquini LA & Barberis LA. 1990. Evolución de la estabilidad estructural y diferentes propiedades químicas según el uso de los suelos en tres áreas de la Pradera Pampeana. *Ciencia del Suelo* 8: 203-210.
- Viglizzo, EF; EG Jobbagy; LV Carreño; FC Frank; R Aragón et al. 2008. The dynamics of cultivation and floods in arable lands of central Argentina. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 5:2319-2345.

- Viglizzo, EF & FC Frank. 2006. Land-use options for Del Plata Basin in South America: tradeoffs analysis base don ecosystem service provision. *Ecol Econ* 57:140-151.
- Viglizzo, EF; F Létora; AJ Pordomingo; JN Bernardos; ZE Roberto & H Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one Century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agric Ecosys Environ* 83:64-81.
- Walkley, A & IA Black. 1934. An examination of th Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci* 63:251-263.
- Wang, L; J Qiu; H Tang; H Li; C Li & E Van Ranst. 2008. Modelling soil organic carbon dynamics in the major agricultural region of China. *Geoderma* 147:47-55.
- Webb, WL; Lauenroth WK; Szarek SR; Kinerson RS. 1983. Primary production and abiotic controls in fores; grasslands; and dessert ecosystems in the United States. *Ecology* 64:134-151.
- West, TO & AC McBride. 2005. The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution; transport; and net emissions. *Agric. Ecosyst Environ*. 108:145-154.
- West, TO; CC Brandt; BS Wilson; CM Hellwinckel; DD Tyler; G Marland; DG De La Torre Ugarte; JA Larson & RG Nelson. 2007. Estimating regional changes in soil orgacinc carbon with high spatial resolution. *Soil Sci Soc Am J*. 72:285-294
- Wilhelm, WW; Johnson JMF; Hatfield JL; Voorhees WB & Linden DR. 2004. Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review. *Agron. J*. 96:1-17.
- Wu H; Guo Z; Gao Q; Peng C. 2009. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China. *Agric. Ecosyst. Environ*. 129: 413-421.
- Wu T; Schoenau JF; Li F; Qian P; Malhi SS; Shi Y & Xu F. 2004. Influence of cultivation and fertilization on total organic carbon and carbon fractions in soils from the Loess Plateau of China. *Soil Till. Res*. 77: 59-68.
- Xiong, R & JF Meullenet. 2006. A PLS dummy variable approach to assess the impact of jar attributes on linking. *Food Qual* 17:188-198.
- Xu, RK; DR Coventry; A Farhoodi & JE Schultz. 2002. *Aust J Soil Res* 40:483-496.
- Yamashita, N; S Ohta & A Hardjono. 2008. Soil change induced by Acácia mangium plantation establishment: comparison with secondary Forest and Imperata cylindrica grassland soils in South Sumatra, Indonesia. *Forest Ecol Manage* 254:362-370.
- Yanai, RD; SV Stehman; MA Arthur; CE Prescott; AJ Friedland et al. 2003. Detecting change in forest floor carbon. *Soil Sci Am J* 67:1583-1593.
- Yang, Y; A Mohammat; J Feng; R Zhou & J Fang. 2007. Storage, patterns and envirnmental controls of soil organic carbon in China. *Biogeochemistry*. 84:121-141.

Zhang, C & D McGrath. 2004. Geostatistical and GIS analyses on soil organic carbon concentration in grassland of southeastern Ireland from two different periods. *Geoderma* 119:26-275.